Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft

Aus dem Institut für Agrarökologie

Hans-Joachim Weigel
Ulrich Dämmgen (Eds.)

Biologische Senken für atmosphärischen Kohlenstoff in Deutschland - Tagungsband

Veröffentlicht als: Landbauforschung Völkenrode Sonderheft 280

Braunschweig
Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft (FAL)
2005

Sonderheft 280
Special Issue

FAL
Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft

Landbauforschung
Völkenrode
FAL Agricultural Research

Biologische Senken für atmosphärischen Kohlenstoff in Deutschland — Tagungsband

herausgegeben von
Hans-Joachim Weigel und Ulrich Dämmgen

Bibliografische Information der Deutschen Bibliothek
Die Deutsche Bibliothek verzeichnet diese Publikation in der Deutschen Nationalbibliografie; detaillierte bibliografische Daten sind im Internet über http://dnb.ddb.de abrufbar.

Die Verantwortung für die Inhalte der einzelnen Beiträge liegt bei den jeweiligen Verfassern bzw. Verfasserinnen.

2005

Landbauforschung Völkenrode - FAL Agricultural Research
Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft (FAL)
Bundesallee 50, 38116 Braunschweig, Germany

landbauforschung@fal.de

Preis / Price: 9 €

ISSN 0376-0723
ISBN 3-86576-004-X

Vorwort

Ökosysteme spielen im globalen Kreislauf des Kohlenstoffs (C) eine entscheidende Rolle, da sie als "Motor" des C-Umsatzes angesehen werden können. Die Diskussion über die Ursachen und Folgen des Klimawandels und des damit verbundenen raschen Anstiegs der Konzentration von Kohlenstoffdioxid (CO_2) in der Atmosphäre hat deutlich werden lassen, dass die Rolle terrestrischer Ökosysteme im globalen Kreislauf des Kohlenstoffs (C) noch nicht hinreichend genau verstanden wird. Insbesondere land- und forstwirtschaftlich genutzte Flächen sind als Quellen und Senken für CO_2 am C-Kreislauf beteiligt. Eine Nutzung bzw. Optimierung der Speicher- bzw. Senkenkapazitäten dieser Flächen bzw. Böden für CO_2 kann einen Beitrag zur biologischen C-Bindung aus der Atmosphäre leisten. In welchem Ausmaß land- und forstwirtschaftliche Ökosysteme als C-Speicher bzw. -Senken dienen können bzw. welche Optionen vorhanden sind, diese Ökosysteme als C-Speicher zu nutzen, ist noch offen.

Das Bundesministerium für Verbraucherschutz, Ernährung und Landwirtschaft (BMVEL) ist in seinem Zuständigkeitsbereich und hier auch insbesondere in den Ressortforschungseinrichtungen mehrfach mit der Thematik biologischer C-Quellen und -Senken befasst. Im Zusammenhang mit den Entwicklungen im Rahmen des Kyoto-Protokolls hat die Senatsarbeitsgruppe (SAG) "Klimaänderungen" (http://www.klima-bmvel.de/) des Senats der Bundesforschungsanstalten im Rahmen ihrer Aktivitäten dazu das Symposium "Biologische Senken für atmosphärischen Kohlenstoff in Deutschland" veranstaltet. Die vom 4.-5.11.2003 in der Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft (FAL) in Braunschweig durchgeführte Veranstaltung präsentierte Beiträge aus relevanten Ressortforschungseinrichtungen des BMVEL sowie aus weiteren nationalen und internationalen Forschungseinrichtungen.

Ziel der Tagung war es, in Fragen der biologischen C-Senken in der Land- und Forstwirtschaft zur Klärung des Handlungsbedarfs beizutragen und mögliche Lösungsoptionen aufzuzeigen. Hierzu zählen insbesondere

- die Identifikation von Lücken im Verständnis der Prozesse, die die C-Festlegung und -Mobilisierung in Pflanzen und Böden steuern,
- die Erörterung der praktischen Möglichkeiten zur mittelfristigen C-Festlegung in landwirtschaftlichen Böden,
- die Bewertung der Möglichkeiten zur C-Festlegung in der Biomasse von Forsten sowie
- die Diskussion von Methoden zur Quantifizierung von C-Vorräten und deren zeitlichen Änderungen für die Erstellung entsprechender Inventare.

Die Tagung diente neben der Feststellung des nationalen und internationalen Kenntnisstandes auch der Diskussion konkreter Wege der Verbesserung der Zusammenarbeit der betroffenen Ressortforschungseinrichtungen des BMVEL untereinander und mit anderen wissenschaftlichen und administrativen Einrichtungen.

Im vorliegenden Sonderheft der "Landbauforschung Völkenrode" sind eine Reihe der während des Symposiums präsentierten Vorträge und Posterbeiträge zusammengefasst. Eine vollständige Wiedergabe aller Tagungsbeiträge war aus verschiedenen Gründen leider nicht möglich.

Braunschweig, im April 2005

gez. Hans-Joachim Weigel

Biologische Senken für atmosphärischen Kohlenstoff in Deutschland

Tagungsprogramm

4. November 2003

10:00 Begrüßung
G. Flachowsky, Präsident der Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft (FAL)

10:10 Einführung
U. Dämmgen / F. Scholz, Sprecher der Senatsarbeitsgruppe "Klimaänderungen"

1 QUERSCHNITTSTHEMEN (Leitung: W. U. Kriebitzsch / K.-O. Wenkel)

10:20 Der globale Kohlenstoffkreislauf
M. Latif (Universität Kiel)

10:40 Zur Rolle terrestrischer Ökosysteme als Puffer für Klimaänderungen
W. Cramer (PIK; Potsdam)

11:00 Carbon sequestration in agricultural and forested land: the U.S. perspective
S. R. Shafer (USDA; Washington, D.C., USA)

11:20 Kohlenstoffumsatz in der terrestrischen Biosphäre Europas (CARBOEUROPE)
A. Freibauer und R. Zimmermann (MPI; Jena)

11:40 Das Kyoto-Protokoll: Implikationen für die Agrarpolitik
M. Lückemeyer (BMVEL)

12:00 Möglichkeiten und Grenzen der Kohlenstoffsequestrierung in der Forstwirtschaft aus ökonomischer Sicht
C. Thoroe und M. Dieter (BFH)

14:00 Der CO_2-Anstieg in der Atmosphäre: Folgen für Vegetation und Böden
H. J. Weigel (FAL)

14:20 Methoden zur Messung des CO_2-Austausches zwischen Atmosphäre und Biosphäre
U. Dämmgen (FAL)

2 FORSTWIRTSCHAFT (Leitung: A. Wulf / F. Scholz)

14:40 Waldökosysteme als Quellen und Senken für CO_2: Prozesse und Bilanzierung
W. U. Kriebitzsch (BFH)

15:00 Spurengasinventare für CO_2 in der Forstwirtschaft: Datenbestand und Datenbedarf
S. Strich (BMVEL)

15:20 Modifikation landwirtschaftlicher Bodennutzung – ein realistischer Beitrag zum Klimaschutz?
O. Heinemeyer (FAL)

16:10 Nachhaltige Forstwirtschaft zur Kohlenstoffsequestrierung: Möglichkeiten und Grenzen
S. Anders (BFH)

16:30 Beitrag der Holznutzung, Senken und Substitutionsfunktion
A. Frühwald (BFH) (vorgetragen von M. Welling (BFH))

16:50 Kohlenstoffspeicherung in Holzprodukten – Vorschläge zur Anrechnung auf die nationalen Reduktionsverpflichtungen
M. Dieter (BFH)

17:10 Möglichkeiten der Züchtung bei der Kohlenstoffsequestrierung
H. J. Muhs (BFH)

17:30 – 18:30 Diskussion (Leitung: M. Welling)

5. November 2003

3 LANDWIRTSCHAFT (Leitung: C. Balko / J. Hellebrand)

8:30 Bestimmung und Bilanzierung von Kohlenstoffflüssen in Agrarlandschaften
K. O. Wenkel (ZALF)

8:50 Zum Kenntnisstand des Kohlenstoffumsatzes in landwirtschaftlichen Böden
K. Stahr und Y. Kuzyakov (Universität Hohenheim)

9:10 Carbon sequestration in arable cropping systems across Europe: potentials, limitations and side effects
P. Smith (Universität Aberdeen; UK)

10:00 Carbon fluxes in grassland ecosystems
J. F. Soussana (INRA; Clermont-Ferrand, F)

10:20 Kohlenstoff-Bilanzen landwirtschaftlicher Betriebe unterschiedlicher Produktionsintensität
W. D. Kalk und J. Hellebrand (ATB)

10:40 Inventare zur Kohlenstoffsequestrierung in landwirtschaftlichen Böden: Methoden, Datenbestand und Datenbedarf
Andreas Gensior (FAL)

11:00 – 11:50 Diskussion

11:50 Synopse / Schlusswort
F. Beese (Universität Göttingen)

Biologische Senken für atmosphärischen Kohlenstoff in Deutschland

Inhaltsverzeichnis

Titel und Autor(en) Seite

1 Das Kyoto-Protokoll: Implikationen für die Agrarpolitik 1
Manfred Lückemeyer

2 Möglichkeiten und Grenzen der Kohlenstoffsequestierung in der Forstwirtschaft aus ökonomischer Sicht 7
Carsten Thoroe und Matthias Dieter

3 Waldökosysteme als Quellen und Senken für CO_2: Prozesse und Bilanzierung 15
Wolf-Ulrich Kriebitzsch

4 Spurengasinventare nach der Klimarahmenkonvention (UNFCCC) und dem Kyotoprotokoll im Bereich Landnutzungsänderungen und Forstwirtschaft: Datenbedarf und Datenverfügbarkeit 27
Sigrid Strich

5 Nachhaltige Forstwirtschaft zur Kohlenstoffsequestrierung: Möglichkeiten und Grenzen 33
Siegfried Anders und Ulf Pommer

6 Kohlenstoffspeicherung in Holzprodukten – Vorschläge zur Anrechnung auf die nationalen Reduktionsverpflichtungen 45
Matthias Dieter

7 Sources of CO_2 efflux from agricultural soils: Processes and quantification 53
Yakov Kuzyakov

8 Carbon Sequestration in Croplands: The Potential in Europe and the Global Context 63
Pete Smith

9 Kohlenstoffbilanzen landwirtschaftlicher Betriebe unterschiedlicher Produktionsintensität 71
Wolf-Dieter Kalk, Hans Jürgen Hellebrand, Kurt-Jürgen Hülsbergen und Jens Abraham

10 Erstellung von Kohlenstoffinventaren der landwirtschaftlichen Böden Deutschlands für die Klimaberichterstattung im Bereich Landnutzung und Landnutzungsänderung (LULUC) – Anforderungen, Datenbedarf und -verfügbarkeit – 93
Andreas Gensior und Otto Heinemeyer

11 Erstellung und Überprüfung einer Modellerweiterung zur Beschreibung der Kohlenstoffdynamik für meso- bis makroskalige Flusseinzugsgebiete 103
Joachim Post, Valentina Krysanova und Felicitas Suckow

12 ALNUS — Renaturierung von Niedermooren durch Schwarz-Erlenbestockung 113
Achim Schäfer

13 Kohlenstoffdioxid- und Methanflussraten sandiger Böden 121
Hans Jürgen Hellebrand, Wolf-Dieter Kalk und Volkhard Scholz

14 Der CO_2-Anstieg in der Atmosphäre: Folgen für Vegetation und Böden 131
Hans-Joachim Weigel

15 Effects of different levels of atmospheric CO_2 and N fertilization on soil microbial biomass: Kinetics of microbial growth of bulk soil and rhizosphere microorganisms 145
Sergeij A. Blagodatsky, Evguenia V. Blagodatskaya, Traute-Heidi Anderson und Hans-Joachim Weigel

1 Das Kyoto-Protokoll: Implikationen für die Agrarpolitik

Manfred Lückemeyer

1.1 Einleitung

Was wäre besser geeignet, uns die Auswirkungen des Klimawandels vor Augen zu führen als ein Rückblick auf das Wetter der letzten beiden Sommer:

In diesem Sommer waren Waldbrände und vertrocknete Felder Folge einer ungewöhnlichen, langanhaltenden Hitzeperiode. Die Niederschlagsarmut führte zu erheblich niedrigeren Ernteerträgen, die Flüsse führen Niedrigwasser. Angst vor Versteppung machte die Runde im Osten Deutschland.

Welch ein Kontrast zum letzten Jahr. Im August 2003 lag der Wasserstand der Elbe in Dresden knapp 9 Meter unterhalb des Hochwasserscheitels von Mitte August 2002. Waren im Vorjahr noch im weiten Umkreis um die Flüsse die Felder meterhoch überflutet, fanden wir in diesem Jahr dort tiefe Trockenrisse.

Extreme Schwankungen in den Niederschlagsereignissen gehören zum natürlichen Verlauf des Wetters und nicht jedes Extremwetter kann mit dem Klimawandel allein erklärt werden. Dennoch begünstigt die globale Erwärmung die Häufung dieser Ereignisse. Experten gehen davon aus, dass es aller Voraussicht nach deshalb künftig in Mitteleuropa vermehrt zu Extremsituationen kommen kann.

1.2 Verpflichtung zum Klimaschutz

Die globale Erwärmung ist zu einem Gutteil von Menschen verursacht. Weil unsere Wirtschaftsweise nach wie vor auf der Verbrennung von Kohle, Öl und Gas beruht und dabei massiv Treibhausgase ausgestoßen werden, heizt sich die Erde immer mehr auf. Die Wetterbeobachtungen zeigen, dass die globale Mitteltemperatur im vergangenen Jahrhundert um durchschnittlich 0,6 Grad zugenommen hat. Die 90er Jahre des 20. Jahrhunderts stellen weltweit das wärmste Jahrzehnt seit 1861 dar. Sieben der zehn weltweit wärmsten Jahre des letzten Jahrhunderts traten nach 1989 auf. In dieser Entwicklung war bislang 1998 das wärmste und 2002 das zweitwärmste Jahr.

Das internationale Gremium der Klimawissenschaft (Intergovernmental Panel on Climate Change, IPCC) erwartet, dass bis zum Jahr 2100 die globale Erdoberflächentemperatur im Durchschnitt um mindestens weitere 1,4, möglicherweise aber gar um bis zu 5,8 Grad Celsius ansteigt.

Diese globale Erwärmung hat zur Folge, dass nicht nur der Meeresspiegel ansteigt (um 9 bis 88 cm), sondern auch dass sich Klimazonen und Niederschlagsverteilungen verschieben und dass meteorologischer Extremereignisse (u.a. Trockenperioden, höhere Maximaltemperaturen, mehr Starkniederschläge, weniger Frosttage) und damit verbundene Stürme, Überschwemmungen und Dürren zunehmen.

In einer aktuellen Studie über die zu erwartenden Folgen des Klimawandels für das Land Brandenburg prognostiziert das Potsdamer Institut für Klimafolgenforschung, dass Brandenburg bis zum Jahr 2050 mit hoher Wahrscheinlichkeit immer trockener wird, weil die Niederschläge im Jahresmittel abnehmen und in der Folge die Grundwasserneubildung stark zurückgeht.

Gleichzeitig kommt es aber vermehrt zu heftigen Starkregenereignissen, sodass auch Hochwassersituationen zunehmen. Die bleiben nicht ohne Konsequenzen für die dortige Landwirtschaft.

Nötig ist daher eine Reduktion der Treibhausgasemissionen auf lange Sicht.

Dies bedeutet, die Energieversorgung weltweit von den fossilen Energieträgern Kohle, Öl und Gas auf erneuerbare Energien wie Wasser, Wind, Sonne, Biomasse und Geothermie umzustellen und Energie erheblich effizienter als heute zu nutzen.

Zugleich müssen auch die Emissionen von Treibhausgasen wie Methan und Lachgas wirkungsvoll gesenkt werden.

Die Bundesregierung hat daher dem Klimaschutz eine hohe Priorität in ihrer Politikeingeräumt. Erstmals wurden auch international absolute Emissionsobergrenzen für den Ausstoß von Treibhausgasen gesetzt. Dabei hat sich Deutschland zu einer Minderung seiner Treibhausgasemissionen um 21 % im Vergleich zu 1990 verpflichtet. Auf den internationalen Klimakonferenzen hat sich Deutschland intensiv für ein wirksames Klimaregime eingesetzt und das Kyotoprotokoll gemeinsam mit den anderen EU-Mitgliedstaaten als eines der ersten Industrieländer im Mai 2002 ratifiziert. Für das In-Kraft-Treten der Vereinbarung steht noch die Ratifikation durch Russland aus, mit der im Laufe dieses Jahres gerechnet wird.

1.3 Landwirtschaft und Klimawandel

1.3.1 Landwirtschaft betroffen vom Klimawandel

Land- und Forstwirtschaft haben ein vitales Interesse an wirksamen Emissionsminderungen zum Schutz vor einer schädlichen Klimaänderung.

Pflanzengemeinschaften passen sich nur begrenzt an schnelle Veränderungen des Klimas an. Gefahren für Nutzpflanzen und den Wald ergeben sich dabei durch die Veränderungen der durchschnittlichen Temperatur- und Niederschlagsverhältnisse, aber auch vermehrt auftretende Witterungsextreme wie z.B. Dürreperioden oder stärkere und häufigere Orkane.

Außerdem führen Starkniederschläge zu Erosionsschäden und vernichten so langfristig wertvolle landwirtschaftliche Nutzfläche.

Die Witterungsextreme der beiden letzten Jahre haben uns dies wirkungsvoll vor Augen geführt.

1.3.2 Landwirtschaft als Verursacher globalen Klimawandels

Zu dem Anstieg der atmosphärischen CO_2-Konzentrationen trägt neben der Verbrennung fossiler Rohstoffe aber auch die fortschreitende Entwaldung des Planeten durch Waldbrände und -rodungen in erheblichem Maß bei. Bäume und andere Pflanzenbestände absorbieren CO_2 in großem Maße. Sie bilden eine der größten Senken für CO_2. Eine Ausweitung der landwirtschaftlichen Nutzflächen in den Tropen ist eine der Hauptursachen für die fortschreitende Entwaldung.

Aber auch der Zustand vieler Waldökosysteme in Deutschland gibt Anlass zur Sorge. Neben den CO_2-Konzentrationen steigt durch vermehrten Reisanbau und Nutztierhaltung mit immer größeren Herden auch der CH_4-Gehalt in der Atmosphäre.

Die Landwirtschaft hat damit großen Einfluss auf das Weltklima, global wird ihr Beitrag auf etwa einem Drittel an den Treibhausgasemissionen geschätzt.

In Deutschland wurden 2001 rd. 89 % der Treibhausgasemissionen durch CO_2, rd. 4 % durch CH_4 und rd. 6 % durch N_2O verursacht (berechnet nach CO_2-Äquivalenten). Die Landwirtschaft ist an den Emissionen der sechs Kyoto-Gase zu rd. 7,6 % beteiligt. Ihr Anteil beträgt bei N_2O rd. 68 % und bei CH_4 rd. 64 % des Ausstoßes.

Rechnet man die Klimagasemissionen aus der Herstellung von Stickstoffdüngern dem Agrarsektor hinzu, beträgt der Anteil des Agrarsektors an den CO_2-Emissionen im Jahr 2001 ungefähr 1,5 %. Der Anteil an den Gesamtemission von Klimagasen betrüge dann 9,1 %.

1.4 Verpflichtung zum agrarpolitischen Handeln

Aus den vorgenannten Ausführungen wird deutlich, dass auch die Agrarpolitik um eine aktive Klimapolitik nicht umhinkommt. Im Kyotoprotokoll ist die Landwirtschaft in zweifacher Hinsicht aufgeführt: Zum einen steht sie in der Liste der emittierenden Sektoren, zum anderen werden landwirtschaftliche Böden im Sonderbereich Landnutzung, Landnutzungsänderung und Forst aufgeführt. Diese Sonderstellung beruht auf der Fähigkeit landwirtschaftlicher Böden, CO_2 aus der Luft in organischer Substanz zu speichern. Die hiermit verbundenen Fragestellungen bilden den Schwerpunkt der heutigen Veranstaltung. Die Agrarpolitik muss sich mit beiden Bereichen befassen.

1.4.1 Politische Maßnahmen

Die Bundesregierung setzt beim Klimaschutz in der Landwirtschaft auf ein integriertes Konzept nachhaltiger Produktion, das insbesondere durch eine Verringerung der Intensität in der Landbewirtschaftung und flächenabhängige Tierhaltung zur Senkung von Emissionen beiträgt, sowie den Aspekt "Tiergerechtheit" bei der Tierhaltung in einer Weise berücksichtigt, dass Tierschutz und Umweltschutz gleichberechtigt Rechnung getragen wird.

Die Kopplung der Tierhaltung an die Fläche kann unter Umständen zu einer Senkung des Tierbestandes führen und damit auch zur einer Minderungen der Emissionen aus der Tierhaltung beitragen.

Fördermaßnahmen für tierhaltende Betriebe werden aus diesem Grund mehr und mehr an die Einhaltung bestimmter Höchsttierdichten geknüpft.

Dies hat besondere Auswirkungen auf den Rinderbestand, der für den größten Teil der Emissionen aus der Landwirtschaft verantwortlich ist.

Eine Landbewirtschaftung, die Tierhaltung und Pflanzenbau integriert, und dabei auf den Einsatz von leicht löslichen Mineraldüngern und Pflanzenschutzmitten weitgehend verzichtet, senkt sowohl die indirekten energiebedingten Emissionen als auch die Stickstoffemissionen deutlich.

Einen wesentlichen Beitrag der Landwirtschaft zum Klimaschutz liefert daher die Vergrößerung des Flächenanteils des ökologischen Landbaus und anderer extensiver landwirtschaftlicher Produktionsverfahren.

Der ökologische Landbau ist dabei eine besonders ressourcenschonende und umweltverträgliche Wirtschaftsweise.

Er leistet einen wichtigen Beitrag zum Schutz von Wasser, Boden sowie seltenen Pflanzen und Tieren, und trägt deshalb den Anforderungen an eine nachhaltige Landwirtschaft in hohem Maße Rechnung.

Er ist gekennzeichnet durch vielseitige Fruchtfolgen, flächengebundene Tierhaltung mit geringen Besatzdichten und möglichst geschlossenen Nährstoffkreisläufe durch betriebseigene organische Dünger und Futtermittel.

Durch seinen hohen Einsatz an organischen Düngern und die spezielle Wirtschaftsweise ist darüber hinaus der Anteil organischer Substanz i.d.R. in den Böden ökologisch bewirtschafteter Betriebe höher als bei konventionellen Betrieben.

Die Bundesregierung strebt eine Ausdehnung der ökologisch bewirtschafteten Flächen in Deutschland auf 20 % der landwirtschaftlichen Nutzfläche an.

Schon heute trägt die Forstwirtschaft durch die Pflege und Erhaltung bestehender Wälder sowie durch Erstaufforstung zu einer längerfristigen Einbindung von Kohlenstoff in Biomasse bei.

Diese Senkenfunktion entspricht einem CO_2-Emissionsvolumen von insgesamt über 30 Mio. t pro Jahr.

Durch die Bereitstellung von weitgehend CO_2-neutralen Energieträgern sowie Rohstoffen durch die Land- und Forstwirtschaft werden darüber hinaus CO_2-Emissionen in dem Maße vermindert, wie da-

durch insbesondere fossile Energieträger sowie Roh- und Grundstoffe ersetzt werden.

Bei der Verbrennung von Biomasse wird außerdem immer nur das CO_2 frei, das die Pflanzen für ihr Wachstum zuvor der Atmosphäre entnommen haben.

Der CO_2-Kreislauf ist geschlossen. Durch die verstärkte Verwendung nachwachsender Rohstoffe, kann der Abbau fossiler Energieträger, wie z.B. Kohle oder Erdgas, gemindert werden.

Durch Nutzung von Wirtschaftsdüngern in Biogasanlagen werden zudem die Methanemissionen in die Umwelt wirkungsvoll vermindert und Methan als wertvoller Rohstoff genutzt.

Die Bundesregierung fördert über die Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe seit Jahren die Forschung in diesem Bereich. Darüber hinaus wird Biomasse durch das Erneuerbare-Energien-Gesetz (EEG), dass seit dem Jahr 2000 das alte Stromeinspeisungsgesetz abgelöst hat, gestärkt.

Für Strom, der in Bioenergieanlagen erzeugt wird, werden 20 Jahre lang Garantiepreise gewährt.

Die Vergütung beträgt, je nach Leistung 8-10 Cents/kWh.

Es ist davon auszugehen, dass die Biomasse in der Stromerzeugung in den nächsten Jahren deutlich zunehmen wird.

Im Rahmen des Marktanreizprogramms stellt die Bundesregierung im Haushalt 2002 190 Millionen € bereit und die Förderkonditionen wurden deutlich verbessert.

Im Rahmen des Agrarinvestitionsförderungsprogramms (AFP) sollen außerdem Biogasanlagen künftig wie folgt gefördert werden können:

- bei einem Investitionsvolumen bis 50.000 € mit einem Zuschuss von bis zu 35 %,
- bei einem Investitionsvolumen zwischen 50.000 € und 1,25 Mio. € mit einer Zinsverbilligung von Kapitalmarktdarlehen um bis zu 5 % und mit einem Zuschuss von 10 % des förderungsfähigen Investitionsvolumens (maximal 30.000 €).

Im Jahr 2000 wurden erstmals zusätzlich 2,6 Mio. € für ein spezielles Markteinführungsprogramm "Biogene Treib- und Schmierstoffe" bereitgestellt.

Seit 2003 werden rund 27 Mio. € für Forschung, Entwicklung und Demonstration und zusätzlich rund 16,6 Mio. € für ein Markteinführungsprogramm "Nachwachsende Rohstoffe" eingesetzt.

Ein Ziel ist es, die Grundlagen dafür zu schaffen, dass die Landwirtschaft in einem größtmöglichen Umfang Rohstoffe zur Produktion von biogenen Treibstoffen zur Verfügung stellt, um fossile Energieträger zu substituieren.

Damit könnte die Landwirtschaft einen wesentlichen Beitrag zur CO_2-Minderung leisten.

Die Umsetzung dieses Ziels wird zahlreiche Arbeitsplätze in der Landwirtschaft sichern.

Nach Schätzung des Umweltbundesamtes stammen etwa 95 % der Ammoniakemissionen (NH_3) aus der Landwirtschaft, insbesondere aus der Rinderhaltung (etwa 60 %).

Das UN-ECE-Protokoll zur Bekämpfung von Versauerung, Eutrophierung und bodennahem Ozon (Multikomponentenprotokoll) und die Richtlinie 2001/81/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2001 über nationale Emissionshöchstmengen für bestimmte Luftschadstoffe sehen vor, die deutschen NH_3-Emissionen ab 2010 auf maximal 550.000 t jährlich zu begrenzen, was eine Minderung um ungefähr 16 % gegenüber dem Stand der Emissionen 1996 bedeutet.

Zur Begrenzung der NH_3-Emissionen aus der Landwirtschaft hat die Bundesregierung ein "Programm zur Minderung der Ammoniakemissionen aus der Landwirtschaft vorgelegt.

Die Mehrheit der hierzu getroffenen Maßnahmen zielt auf eine Verringerung der Stickstoffüberschüsse in

der Landwirtschaft und wird damit positive Effekte auf die Höhe der N_2O-Emissionen haben.

Darüber hinaus führt eine Minderung der NH_3-Emissionen aufgrund der indirekten Klimawirkung der NH_3-Emissionen während des atmosphärischen Transports und nach mikrobiellen Umsetzungsprozessen im Boden zu weiteren positiven Effekten für den Klimaschutz.

1.4.2 Grenzen und Möglichkeiten

Technische Emissionsminderungsmaßnahmen sind in der Landwirtschaft schwierig umzusetzen.

Die Mehrheit der Emissionen entsteht bei natürlichen Prozessen, auf die nur bedingt Einfluss genommen werden kann. Dort, wo technische Maßnahmen wie Abluftfilteranlagen nicht greifen, z.B. bei der Tierhaltung in offenen Stallanlagen oder im Freiland, sind Emissionsminderungen nur durch Änderung von Produktionsprozessen oder Einschränkung der Produktion zu erreichen.

Direkte Einflussnahme der Politik ist deswegen kaum möglich.

Der Bereich Bodenkohlenstoff gehört auch zu den Bereichen, bei denen die politische Einflussnahme beschränkt ist.

Das Kyotoprotokoll stellt den Vertragsstaaten die Anrechnung der sog. Kohlenstoffsenken frei.

Im Bereich der Landbewirtschaftung kann allerdings nur die Differenz der durchschnittlichen Nettokohlenstoffeinbindung im Verpflichtungszeitraum im Vergleich zum Basisjahr 1990 angerechnet werden.

Sollte die Bundesregierung diese Option erwägen, müssten dringend belastbare Daten über den Kohlenstoffhaushalt der landwirtschaftlichen Flächen erarbeitet werden, sowie eine Quantifizierung der Effekte verschiedener Bewirtschaftungsmaßnahmen auf den Kohlenstoffhaushalt erfolgen.

Es wird zu entscheiden sein, ob der volkswirtschaftliche Aufwand für die Ermittlung dieser Daten den volkswirtschaftlichen Nutzen einer Anrechnung von Senken aufwiegt.

1.5 Ausblick

Mit dem nach der Ratifizierung durch Russland zu erwartenden In-Kraft-Treten des Kyotoprotokolls wird sich die Bundesregierung verstärkt der Umsetzung der zahlreichen Vorschriften dieses Protokolls widmen müssen.

Während im Bereich der Emissionsminderung wichtige Eckpunkte bereits in Kraft sind und bereits zu einer effektiven Minderung der Emissionen beigetragen haben, sind insbesondere die Methodik der Erfassung und Berichterstattung über Quellen und ganz besonders über Senken noch zu entwickeln.

Selbst wenn die Bundesregierung auf eine Anrechung von Senken verzichtet, muss sie doch über deren Entwicklung berichten, insbesondere beim Bodenkohlenstoff bleibt in diesem Bereich noch viel zu tun.

Die heutige Veranstaltung leistet hierzu einen wichtigen Beitrag.

Adresse des Autors:

Ministerialdirigent Dr. Manfred Lückemeyer
Bundesministerium für Verbraucherschutz, Ernährung und Landwirtschaft (BMVEL)
UAL 22
Rochusstraße 1
D-53123 Bonn
E-Mail: lueckemeyer@bmvel.bund.de

2 Möglichkeiten und Grenzen der Kohlenstoffsequestierung in der Forstwirtschaft aus ökonomischer Sicht

Carsten Thoroe und Matthias Dieter

2.1 Einleitung

Nachdem Kohlenstoffbindung und Klimaänderung bisher aus verschiedenen, vorwiegend naturwissenschaftlichen Blickwinkeln beleuchtet worden sind, soll hier die ökonomische Betrachtung im Vordergrund stehen. Dabei soll zunächst eine kurze umweltökonomische Einordnung der Kohlenstoffbindung erfolgen, bevor auf konkrete Regelungen des Kyoto-Protokolls und die Klimapolitik in Deutschland eingegangen wird.

2.2 Umweltökonomische Einordnung der Kohlenstoffbindung

Das Treibhausproblem lässt sich ökonomisch einordnen als Übernutzung der Atmosphäre als Aufnahmemedium für CO_2 (und andere klimawirksamer Gase). Diese Nutzung steht im Konflikt mit der Stabilität des Klimas.

Der Nobelpreisträger ROLAND COASE (1960) hat gezeigt, dass solche Konflikte über Verhandlungen zwischen Schädigern und Geschädigten internalisiert werden können. Wichtiges Merkmal einer solchen Verhandlungslösung ist es, dass sie eine optimale Abwägung zwischen Belastung und Schutz der Umwelt bewerkstelligt, ungeachtet dessen, ob in der Ausgangssituation der Schädiger ein Recht hat zu schädigen (Laissez-faire-Regel) oder der Geschädigte ein Recht auf Unterlassung (Verursacherregel)[1].

In der realen Welt verursachen Verhandlungslösungen Transaktionskosten, die unter Umständen so hoch sind, dass sie die möglichen Nutzengewinne aus der Verhandlungslösung übersteigen. Die Schwierigkeiten von Verhandlungslösungen und die anfallenden Transaktionskosten lassen sich anschaulich an dem Treibhausproblem demonstrieren. Die Rechte an der Nutzung der Atmosphäre als Aufnahmemedium für CO_2 (und andere Gase) sowie das Recht auf ein stabiles Klima sind (waren) nicht spezifiziert und einzelnen Individuen, Staaten oder Generationen zugeordnet. Faktisch herrschte in der internationalen Politik bis zur Verabschiedung des Kyoto-Protokolls eine Laissez-faire-Regel; d.h. jeder Staat konnte und kann auch jetzt noch (zumindest bis im Jahre 2008 die Budgetperiode der Reduktionsverpflichtungen aus dem Kyoto-Protokoll beginnt) ungehindert Treibhausgase emittieren, ohne dass er die durch seine Emissionen verursachten Kosten tragen muss. Es liegt auf der Hand, dass einzelne Staaten, denen besonders an einer Emissionsminderung gelegen ist, nicht im Alleingang in Verhandlung mit anderen Staaten treten werden, um diese im Sinne der Coase'schen Verhandlungslösung gegen Zahlung zur Emissionsminderung zu verpflichten. Da sich die Treibhausgase gleichmäßig über die Atmosphäre verteilen, kämen die Nutzengewinne in Gestalt einer Stabilisierung des Klimas

[1] Die Rechtstitelzuordnung ist invariant gegenüber der Ressourcenallokation, nicht jedoch gegenüber der Wohlfahrtssituation von Schädiger und Geschädigtem. Liegt in der Ausgangssituation eine Laissez-faire-Regelung vor, dann hat der Geschädigte den Schädiger zu kompensieren. Wird die Verursacherregel eingeführt, so wird dem Schädiger sein bisher kostenloses „Recht des Faktischen" entzogen und dem Geschädigten das „Recht auf Unversehrtheit" eingeräumt; dann hat der Schädiger den Geschädigten zu kompensieren (HÄDER, 1997, S. 21).

nicht nur ihnen, sondern allen Staaten zu Gute. Deswegen liegt es im Interesse der Staaten, die Kompensationskosten nicht allein, sonder von einer Staatengemeinschaft tragen zu lassen. Die Kosten, die ein einzelner Staat oder eine Staatengruppe zur Herbeiführung von Verhandlungslösungen zu tragen hätte, wären prohibitiv hoch (BROCKMANN *et al.*, 1999, S. 27).

Mit der Klimarahmenkonvention und dem Protokoll von Kyoto ist es in Ansätzen gelungen, durch eine Verhandlungslösung eine Nutzungsordnung für Treibhausgasemissionen in der Atmosphäre zu etablieren (HEUVELDOP & THOROE, 2002). Eine Gruppe von Ländern, die im Annex I der Klimarahmenkonvention aufgeführt sind (im Wesentlichen die OECD-Staaten und die Staaten Mittel- und Osteuropas), hat sich verpflichtet, nationale Politiken zum Klimaschutz zu entwickeln und zu beschließen, durch die deren anthropogene Emissionen von Treibhausgasen begrenzt und deren Treibhausgassenken und -speicher geschützt und erweitert werden sollen. Im Kyoto-Protokoll wurde diese allgemeine Verpflichtung durch konkrete Emissionsreduktionsziele konkretisiert. Gleichzeitig wurden drei Instrumente zur räumlichen (zwischenstaatlichen) Flexibilisierung der Emissionsziele verabschiedet: der Handel mit Emissionsrechten zwischen Vertragsstaaten, die gemeinsame Umsetzung von Projekten zur Erreichung der Reduktionsverpflichtungen (Joint Implementation) sowie gemeinsame Projekte mit Entwicklungsländern (Clean Development Mechanism). Durch diese Flexibilisierung werden Anreize gegeben, Einsparungen dort vorzunehmen und Senken dort aufzubauen, wo dies am effizientesten geleistet werden kann.

Mit der Verpflichtung auf Reduktionsziele und der Einführung der Instrumente zur Flexibilisierung sind den Vertragsstaaten ökonomisch gesehen handelbare Verschmutzungsrechte zugeteilt worden, deren Wert sich an der Knappheit dieser Verschmutzungsrechte bemisst. Je mehr es den Vertragsstaaten des Kyoto-Protokolls gelingt, den CO_2-Ausstoß durch entsprechende nationale Politikmaßnahmen in den vereinbarten Grenzen zu halten, desto geringer ist der Preis für die Emissionsrechte. Die Entscheidung der USA, das Kyoto-Protokoll nicht zu ratifizieren, hat beispielsweise den Wert der Emissionsrechte drastisch gesenkt; denn es war absehbar, dass die USA zur Einhaltung ihrer in Kyoto ausgehandelten Verpflichtung in starkem Maße nicht genutzte Emissionsrechte anderer Länder hätten kaufen müssen[2] .

Man könnte meinen, dass durch die Festlegung von Emissionsrechten und durch den zugelassenen Handel mit diesen automatisch auch die Kohlenstoffbindung honoriert würde – sei es, dass durch die Bindung entsprechende Emissionsrechte geschaffen werden, die gehandelt werden können, oder dass Produkten, die nicht zur Kohlenstoffbindung sondern zur Kohlendioxydfreisetzung beitragen, die Emissionen über CO_2-Abgaben angelastet werden und für Holz höhere Preise erzielt werden können. Dies ist aber weit gefehlt (THOROE, 2002); denn die aus ökonomischer Sicht begrüßenswerte Flexibilität ist in sachlicher Hinsicht sowohl im Kyoto-Protokoll als auch in der nationalen Klimapolitik weitgehend eingeschränkt. Es ist sehr zweifelhaft, ob sich die Möglichkeiten zur Honorierung der Senkenfunktion der Wälder in Deutschland überhaupt entfalten können.

---

[2] Solche ungenannten Rechte sind in den Transformationsländern zum Teil in erheblichen Maße vorhanden, in denen durch den Niedergang der Industrieproduktion Anfang der 90er Jahre auch die CO_2-Emission zum Teil drastisch zurückgegangen waren.

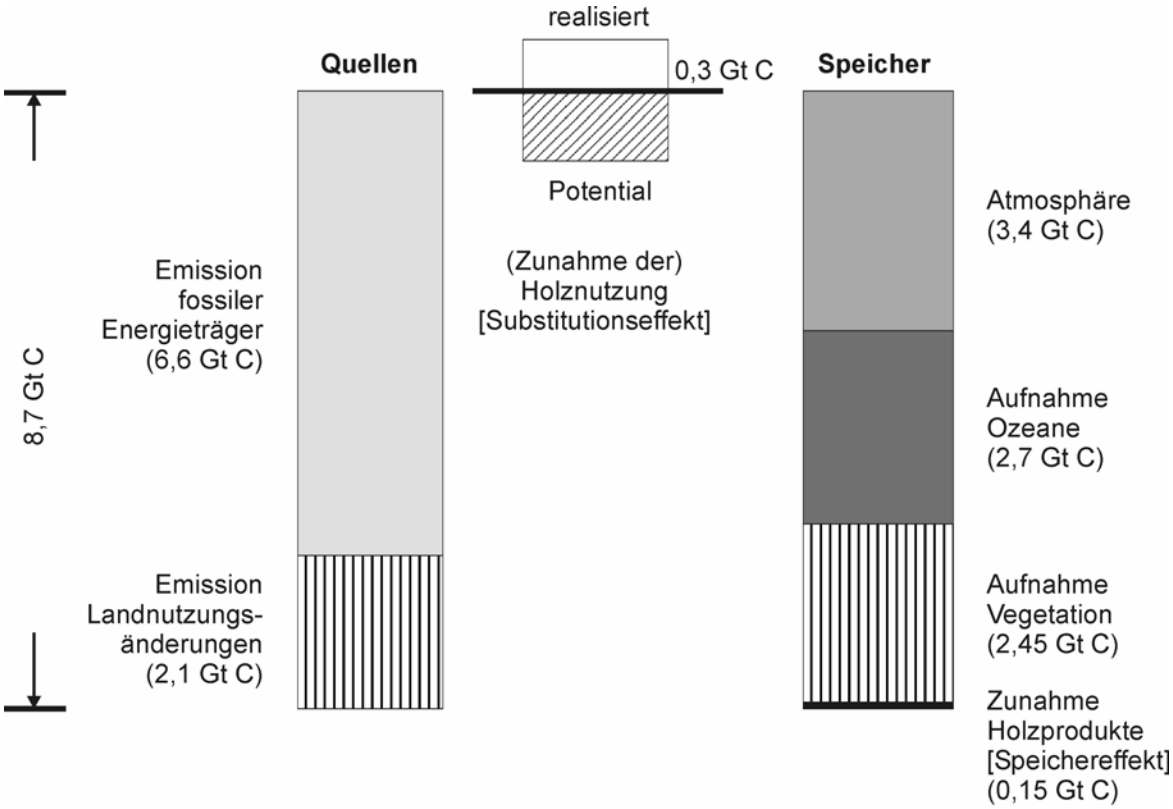


Abbildung 1: Durchschnittliche jährliche CO_2-Flüsse in Gt C (Quelle: IPCC 2000 ergänzt um die Holznutzung; vgl. THOROE, 2002)

2.3 Kyoto-Protokoll und nationale Klimapolitik

2.3.1 Fokussierung auf anthropogene CO_2-Emission

Die Reduktionsverpflichtungen des Kyoto-Protokolls stellten zunächst primär auf den Ausstoß humaninduzierter CO_2-Emissionen ab, CO_2-Emissionen aus Landnutzungsänderungen – insbesondere durch die Vernichtung von Wäldern – wurde zunächst wenig Augenmerk geschenkt. Die Erhaltung von Senken – und dies ist eine sehr kostengünstige Variante der Klimapolitik, wird in dem Vertragswerk bisher unzureichend honoriert. Dies ist eine Lücke, die aus ökonomischer Sicht dringend zu beseitigen wäre. Dies gilt insbesondere dann, wenn waldreiche Entwicklungsländer dem Vertragswerk beitreten sollen. Immerhin machen Emissionen aus Landnutzungsänderungen etwa ein Viertel der globalen CO_2-Emissionen aus (**Abbildung 1**).

Aus ökonomischer Sicht muss darauf hingewiesen werden, dass der Erhalt von Senken in der Regel wesentlich kostengünstiger ist als Maßnahmen zur Steigerung der Energieeffizienz oder zur Förderung der Energieerzeugung aus regenerativen Quellen.

Schätzungen der durchschnittlichen Kosten für die Verhinderung von Entwaldung, in der Regel ist das das Abbrennen von Wald, belaufen sich auf weniger als einen bis maximal 5,2 USD pro Tonne Kohlendioxyd, je nach Region und unterstelltem Niveau der Opportunitätskosten (JUNG, 2003). Diese Schätzungen beziehen sich ausschließlich auf Nicht-Annex-I-Staaten, für die keine Verpflichtung zum Erhalt ihrer Senken besteht, in denen aber der Großteil der Waldverluste weltweit statt findet. Müssen Emissionen in

den Annex-I-Staaten durch technische Maßnahmen eingespart werden, liegen die Kosten wesentlich höher. Für Deutschland beispielsweise werden diese Kosten mit 200 € (Maßnahmen in privaten Haushalten) bis 400 € (Maßnahmen im verarbeitenden Gewerbe) je Tonne Kohlendioxyd veranschlagt (HILLEBRAND *et al.*, 1996). Dies zeigt, dass eine klimapolitische Anerkennung verhinderter Entwaldung aus ökonomischer Sicht dringend geboten erscheint.

2.3.2 Beschränkung der Anrechenbarkeit von Senkenleistungen

Nach Art. 3 Abs. 3 des Kyoto-Protokolls werden die Senkeneffekte von Aufforstung, Wiederaufforstung und Entwaldung für die Annex-I-Staaten auf die Reduktionsverpflichtungen angerechnet. Maßnahmen der forstwirtschaftlichen Bewirtschaftung (Art. 3 Abs. 4) werden nur anerkannt, soweit es sich um zusätzliche Maßnahmen handelt. Außerdem werden diese Senkeneffekte nur im Rahmen von jeweils für die Mitgliedstaaten festgelegten Obergrenzen angerechnet. Diese Regelung gilt bisher nur für die gesamtstaatliche Ebene. Dass eine Honorierung dieser Senkenleistungen in Deutschland oder Europa auf die betriebliche Ebene heruntergebrochen wird, erscheint derzeit eher unwahrscheinlich.

Auf der zwischenstaatlichen Ebene handelbar sind derzeit konkrete Waldbewirtschaftungsprojekte mit zusätzlichen Senkenleistungen im Rahmen des Joint-Implementation (Art. 6 Kyoto-Protokoll). Außerdem sind im Rahmen des Clean-Development-Mechanism (Art. 12 Kyoto-Protokoll) Aufforstungs- und Wiederbewaldungsprojekte anrechenbar (allerdings pro Jahr nur bis zu 1% der Emissionen des beteiligten Annex-I-Staates im Basisjahr 1990).

Die derzeitige Beschränkung der Anrechenbarkeit von Senkenleistungen läuft auf eine erhebliche Benachteiligung der deutschen und europäischen Forstbetriebe hinaus. Was sie als nachhaltige Waldbewirtschaftung seit Jahrhunderten praktizieren hat keine Chance, als Senkenleistung anerkannt zu werden. Länder mit zerstörerischen Waldbewirtschaftungspraktiken, die es unter den Annex-I-Staaten auch gibt, können hingegen dafür belohnt werden, wenn sie im Rahmen von Joint-Implementation zu nachhaltigen Bewirtschaftungspraktiken überwechseln.

2.3.3 Fehlende Anrechnung der Senkeneffekte in Holzprodukten

Der Senkeneffekt der Wälder kann über den Zeitpunkt der Holzernte hinaus erhalten werden, solange die Freisetzung des durch die Photosynthese im Wald gebundenen Kohlenstoffs verhindert wird. Dies geschieht durch eine stoffliche Nutzung, durch den Gebrauch von Holz; je größer die Holzverwendung, desto größer das Speicherreservoir und desto größer also die Senkenwirkung. Für die Wettbewerbsfähigkeit von Holz als Rohstoff und Werkstoff gegenüber anderen Materialien wäre es bedeutsam, wenn diese Senkenfunktion angerechnet werden könnte. Dies ist jedoch nicht vorgesehen. Auch wenn Holzprodukte als globale Kohlenstoffspeicher im Vergleich zu den anderen Speichern kaum ins Gewicht fallen (siehe **Abbildung 1**), können sie einen direkten Beitrag zur Verringerung der Emissionen leisten. Bedeutsamer ist aber der indirekte Effekt, das ist das erhebliche Potential an Emissionsminderung durch eine verstärkte (stoffliche, aber insbesondere energetische) Holznutzung, das Substitutionspotenzial (siehe **Abbildung 1**).

2.3.4 Fehlende Einbindung von Senkeneffekten in die nationale und europäische Klimapolitik

In dem vorherrschenden klimapolitischen Umfeld können handelbare Emissionsrechte ihre eigentliche Effizienz nicht hinreichend entfalten. Die Palette der eingesetzten klimapolitischen Instrumente umfasst ein breites Spektrum: Ordnungsrecht, Steuern und Abgaben, Preisregulierung, Fördermaßnahmen (z.B.

Marktanreizprogramm erneuerbare Energien; Förderung der Kraft-Wärme-Koppelung), Verbändevereinbarungen, Information und Beratung etc. Grundlegende Veränderungen wären erforderlich, um Inkonsistenzen im Instrumenteinsatz abzubauen und die ökonomische Effizienz der deutschen Klimapolitik zu erhöhen (vgl. auch SRU, 2002).

Infolge der nicht systematisch auf CO_2-Minderung ausgerichteten Klimapolitik kann auch der regenerative Energieträger Holz seine komparativen Vorteile gegenüber fossilen Energieträgern nicht voll entfalten. So werden beispielsweise durch die Ökosteuer vorwiegend Kraftstoffe und Strom besteuert: der Mineralölsteuersatz für Benzin beträgt 62 Cent/l und für Dieselkraftstoff 44 Cent/l und der Stromsteuersatz 1,79 Cent/KWh. Für leichtes Heizöl hingegen beträgt der Steuersatz nur 6,135 Cent/l, für schweres Heizöl 1,789 Cent/kg und für Erdgas 0,3476 Cent/KWh. Durch das Erneuerbare Energien Gesetz wird die erhöhte Steuerbelastung bei einer Stromerzeugung aus Biomasse (und damit aus Holz) durch eine erhöhte Vergütung (zwischen 8,7 und 10,23 Cent/KWh je nach installierter elektrischer Leistung) neutralisiert. Seinen eigentlichen Wettbewerbsvorteil gegenüber fossilen Energieträgern kann Holz in der Energieerzeugung gleichwohl nicht entfalten; denn dieser liegt in der Wärmeerzeugung: Holz ist vom Wirkungsgrad her wesentlich geeigneter für die Erzeugung von Wärme als von Strom.

2.3.5 Fehlende forstpolitische Ausrichtung auf Klimapolitik

Auch die Forstpolitik ist in Deutschland nicht auf die Klimapolitik ausgerichtet. Die Forstpolitik hat die klimapolitischen Verhandlungen kaum zur Kenntnis genommen und auch wenig Anstrengungen unternommen, der Senkenleistung der Forstwirtschaft in den klimapolitischen Verhandlungen den von der Sache her angemessenen Stellenwert zu sichern. Den klimapolitischen Herausforderungen ist sie nicht aktiv, sondern allenfalls reaktiv begegnet. So wird in den Waldbauprogrammen einzelner Bundesländer die Stabilität der Wälder – auch hinsichtlich möglicher Klimaveränderungen – thematisiert. Die darin enthaltenen Maßnahmen gehen in Richtung auf Waldumbau und naturnahe Waldwirtschaft. Dabei spielen die Auswirkungen auf die Senkenleistungen der Wälder keine Rolle, im Gegenteil. Der Umbau von Nadel- in Laubwald und der Verzicht auf sogenannten Fremdländeranbau wie Douglasie laufen angesichts geringerer Wuchsleistungen und höherer Umtriebszeiten auf einen Verzicht auf potentielle Senkenleistungen der Wälder hinaus.

2.4 Zur Umsetzung forstpolitischer Interessen in der Klimapolitik

Es ist unstreitig, dass der bislang unbegrenzt genutzte atmosphärische CO_2-Speicher künftig als knappes kollektives Gut zu betrachten ist, das es zu bewirtschaften gilt. Dabei sind grundlegende Fragen der Begrenzung und der Verteilung von Emissionsberechtigungen zu beantworten. In diesem Zusammenhang ist auch zu bedenken, dass Klimapolitik auf unterschiedlichen politischen Ebenen in der Form einer kontinuierlichen Langzeitplanung betrieben werden muss (SCHRÖDER *et al.*, 2002).

Aus ökonomischer Sicht wäre es von Vorteil, wenn man sich auf allgemein akzeptierte Kriterien für eine möglichst umfassende primäre Allokation von Emissionsberechtigungen und auf einen möglichst freien Handel mit diesen Berechtigungen verständigen könnte. Davon sind wir weit entfernt. Es ist auch nicht erkennbar, dass dies auf der politischen Ebene in Deutschland oder der EU gewollt ist. Dies kann sich ändern. Kurzfristig wäre aus ökonomischer Sicht darauf zu drängen, die noch vorhandenen Gestaltungsspielräume im Rahmen der weiteren Verhandlungen zu nutzen.

Gestaltungsspielräume bieten sich derzeit vor allem in den Bereichen Clean Development Mechanism und Joint Implementation. Für beide sind Regeln, nach denen Senken anerkannt werden können, noch in der Verhandlung. Neben den eher allgemeinen Forderungen für Senkenprojekte wie Zusätzlichkeit, Dauerhaftigkeit und Vermeidung von Leakage-Effekten zeichnet sich auch ab, dass verstärkt ökologische und sozioökonomische Belange berücksichtigt werden müssen. Einzelne Vorschläge hierzu, z.B. von verschiedenen Nichtregierungsorganisationen oder der Europäischen Union, beinhalten, dass Senkenprojekte nicht nur keine negativen Wirkungen aufweisen dürfen, sondern sich nachgewiesenermaßen positiv auf Ökologie und Sozioökonomie auswirken müssen (LANGROCK *et al.* 2003). Auch das wissenschaftliche Beratergremium des UNFCCC (Subsidiary Body for Scientific and Technological Advice - SBSTA, 2003) schlägt eine mehrere Seiten lange Liste mit Standardinformationen zu Umwelt- und Sozialwirkungen vor, die zu jedem CDM-Projekt geliefert und bei einer Entscheidung über das Projekt berücksichtigt werden sollen.

Mit solch ausgedehnten Forderungen, die unverhältnismäßig hohe Transaktionskosten verursachen, werden die potentiellen ökonomischen Vorteile der Flexibilisierungsmechanismen im Bereich Senken unterlaufen. Wenn Forstwirtschaft und Forstpolitik hier gegensteuern wollen, so sind sie aufgerufen, die klimapolitischen Rahmenbedingungen für Senkenprojekte mitzugestalten.

Langfristig gesehen sind die verbleibenden Gestaltungsspielräume aus ökonomischer Sicht zu eng. Die Möglichkeiten einer effizienten CO_2-Minderungspolitik können nur zur Entfaltung kommen, wenn eine grundlegende Wende in der Klimapolitik ebenso wie in der Forstpolitik vorgenommen wird. Eine solche Wende kommt selten von allein; sie will erarbeitet werden.

2.5 Literatur

BROCKMANN K L, STRONZIK M, BERGMANN H (1999) Emissionsrechtehandel – eine neue Perspektive für die deutsche Klimapolitik nach Kyoto. Heidelberg: Physica, 154 p, ISBN 3-7908-1232-3

COASE R (1960) The Problem of Social Costs. Journal of Law and Economics. 3: 1-44

HEUVELDOP J, THOROE C (2002) Nutzung der Anpassungspotentiale der Forstwirtschaft, in: Umweltrelevante Spurengase in der Land- und Forstwirtschaft – Herausforderung für Wissenschaft, Politik in Praxis. Hrsg. Vom Vorstand des Dachverbandes Agrarforschung. Frankfurt/M: Verlag Union Agrar, Agrarspektrum, Bd. 34, 79-95

HILLEBRAND B, WACKERBAUER J, BEHRING K, KARL H-D, LEHR U, OBERHEITMANN A, RATZENBERGER R, SIEBE T, STORCHMANN K-H (1996) Gesamtwirtschaftliche Beurteilung von CO_2-Minderungsstrategien. Untersuchungen des Rheinisch-Westfälischen Instituts für Wirtschaftsforschung 19, Essen

JUNG M (2003) The Role of Forestry Sinks in the CDM - Analysing the Effects of Policy Decisions on the Carbon Market. Hamburger Welt-Wirtschafts-Archiv, HWWA Discussion Paper 241

LANGROCK T, STERK W, WIEHLER H (2003) Akteursorientierter Diskussionsprozess „Senken und CDM/JI“ - Endbericht. Wuppertal Institut für Klima, Umwelt, Energie GmbH: Wuppertal Spezial 29

SCHRÖDER M *et al.* (2002) Klimavorhersage und Klimavorsorge – Berlin, Heidelberg : Springer

RAT VON SACHVERSTÄNDIGEN FÜR UMWELTFRAGEN (SRU), Umweltgutachten 2002. Stuttgart: Metzler-Poeschel, 2002

SUBSIDIARY BODY FOR SCIENTIFIC AND TECHNOLOGICAL ADVICE (2003) Land use, land use

change and forestry: Definitions and modalities for including afforestation and reforestation activities under article 12 of the Kyoto protocol. (FCCC/SBSTA/2003/L.13)

THOROE C (2002) Senkeneffekte der deutschen Forst- und Holzwirtschaft unzureichend honoriert? Forst und Holz 58 (3) 55-58

Adressen der Autoren

Carsten Thoroe
Institut für Ökonomie
Bundesforschungsanstalt für Forst- und Holzwirtschaft
Leuschnerstr. 91
D-21031 Hamburg
E-Mail: c.thoroe@holz.uni-hamburg.de

Matthias Dieter
Institut für Ökonomie
Bundesforschungsanstalt für Forst- und Holzwirtschaft
Leuschnerstr. 91
D-21031 Hamburg
E-Mail: m.dieter@holz.uni-hamburg.de

3 Waldökosysteme als Quellen und Senken für CO_2: Prozesse und Bilanzierung

Wolf-Ulrich Kriebitzsch

Zusammenfassung

Wälder haben eine große Bedeutung als Senke und Quelle im globalen C-Kreislauf. Die drei großen, klimatisch voneinander abgesetzten Biome tropische, gemäßigte und boreale Wälder unterscheiden sich dabei erheblich in der Höhe der Kohlenstoffspeicherung. In den Tropen ist die photosynthetische C-Fixierung hoch, entsprechendes gilt insbesondere für die Kohlenstoffvorräte in der oberirdischen Biomasse. Eine sehr niedrige C-Fixierung, aber sehr hohe C-Vorräte in der unterirdischen Biomasse und im Boden sind typisch für die borealen Wälder.

Über Eingriffe in die Vegetation hat der Mensch bereits seit Jahrtausenden in den globalen C-Kreislauf eingegriffen. Den gravierendsten Einfluss auf die Kohlenstoffvorräte in Wäldern haben Landnutzungsänderungen wie z.B. Waldvernichtung oder Aufforstungsmaßnahmen. Aber auch waldbauliche Maßnahmen können die Quellenfunktion (z.B. Übernutzung von Wäldern) oder die Senkenfunktion (z.B. Verlängerung der Umtriebszeit, Baumartenwahl) für Kohlenstoff beeinflussen. Die Reduktion der Entwaldung weltweit erscheint dabei als wichtigster Beitrag der Forstwirtschaft zur Verringerung des CO_2-Anstiegs in der Atmosphäre, waldbauliche Maßnahmen können flankierende Optionen darstellen.

Schlüsselwörter: Kohlenstoffsenke, Kohlenstoffquelle, Kohlenstoffkreiskauf, Waldökosyteme, Landnutzungsänderung, Waldbewirtschaftung,

Abstract

Forest ecosystems as sources and sinks of carbon dioxide: processes and balances

Forests play an important role as sources and sinks in the global carbon cycle. The three climatic varying biomes, the tropical, the temperate and the boreal forests are characterized by their carbon sequestration rates. In the tropics the photosynthetic C-fixation and corresponding the carbon stocks in the aboveground biomass are high. A very low C-fixation but high carbon stocks in the belowground biomass and the soil are typically for the boreal forests.

The people have influenced the carbon cycle by utilization forests since thousands of years. Therefore silvicultural measures permit to influence the function of forests as sources (overutilisation of forests) or sinks (prolongation of the rotation period, choice of tree species) for carbon according to the Kyoto protocol. The most important meaning for the carbon stocks have land use changes like deforestation or afforestation. About it, the reduction of deforestation seems to be the most important contribution of forestry to the mitigation of the CO_2 increase in the atmosphere, while silvicultural measures are additional options.

Key words: sink, source of CO_2, carbon balances, forest ecosystem, land-use change, forest management

3.1 Ausgangssituation

Der Gesamtkohlenstoffvorrat der Erde in der Vegetation und im Boden bis in ein Meter Tiefe beläuft sich auf 2.477 Gt C (WBGU 1998) bzw. 2.221 Gt C (MOONEY *et al.*, 2001, CARTER & SCHOLES, 2001, DE FRIES *et al.*, 1999). Davon speichern derzeitig Wälder in der Biomasse 359 Gt C (536 Gt C) und im Boden 787Gt C (704 Gt C), insgesamt also 1.146 Gt C (WBGU, 1998) bzw. 1.240 Gt C (MOONEY *et al.*, 2001, CARTER & SCHOLES, 2001, DE FRIES *et al.*, 1999).

An den jährlichen anthropogenen C-Emissionen in die Atmosphäre sind Landnutzungsänderungen, d.h. in erster Linie die Zerstörung von Wäldern, in dem Zeitraum von 1989 bis 1998 im Mittel mit 1,6 ± 0,8 Gt C a^{-1} (ca. 25 %) beteiligt (HOUGHTON, 1999, 2000). Der Anteil der Wälder an der Landfläche betrug zu Beginn der Warmzeit etwa 6,2 Mrd. ha und ist bis heute auf ca. 4,2 Mrd. ha zurückgegangen. Ein Teil der verbliebenen Wälder entspricht zudem infolge von Übernutzung und künstlich veränderter Altersstruktur nicht der den Standortsbedingungen entsprechenden optimalen Bestockung.

Somit haben die Wälder eine große Bedeutung als C-Senke und als C-Quelle im globalen C-Kreislauf. Das Kyoto-Protokoll sieht daher verschiedene Möglichkeiten vor, in Bezug auf den C-Kreislauf die Senkenfunktion der Wälder zu verstärken und die Quellenfunktion zu verringern.

In diesem Zusammenhang stellt sich zunächst die Frage, welche Prozesse bei der C-Speicherung bzw. bei der C-Freisetzung für die Bilanzierung des Kohlenstoffkreislaufes von Bedeutung sind. Dabei muss zwischen den natürlichen und den anthropogenen Prozessen unterschieden werden.

3.2 Kohlenstoffbilanzen

Atmosphärisches CO_2 wird von den Bäumen durch die Photosynthese zunächst mit Hilfe von Sonnenenergie in Glucose umgewandelt, dieser Vorgang wird auch Bruttoprimärproduktion (BPP) genannt. Ein Teil dieses fixierten CO_2 wird in die pflanzliche Biomasse bis hin zum Holz eingebaut. Ein großer Teil wird allerdings für Energie verbrauchende Stoffwechselvorgänge in allen lebenden Pflanzenteilen unmittelbar wieder veratmet. Die Nettoprimärproduktion (NPP) eines Baumes bzw. eines Baumbestandes kann dann mit Hilfe der Gaswechselbilanz nach folgender Formel berechnet werden:

$$\mathbf{NPP = BPP - R_{auto}}$$

wobei: $R_{auto} = R_D + R_{Blü} + R_H + R_{Wu}$

BPP = CO_2-Assimilation infolge Photosyntheseaktivität der Blätter,

R_{auto} = autotrophe Atmung

- R_D = Atmung von Blättern,
- $R_{Blü}$ = Knospen/Blüten,
- R_H = Holz und
- R_{Wu} = Wurzeln

Nur ein relativ geringer Teil der NPP wird in das Derbholz und in die Grobwurzeln investiert und bleibt somit dem Bestand auch langfristig erhalten. Ein weiterer Teil des fixierten Kohlenstoffes wird für den Aufbau kurzlebiger Pflanzenteile verwendet und gelangt meist bereits im Laufe eines Jahres in die Streu. Auch das in die Streu gelangte CO_2 wird durch die Aktivität heterotropher Organismen an den meisten Standorten weitestgehend veratmet, so dass nur ein geringer Rest längerfristig im Humus gebunden wird.

Die Netto-Ökosystemproduktion (NEP), die über einen Zeitraum von mehreren Monaten oder Jahren berechnet wird, berücksichtigt demnach noch zusätz-

lich die durch heterotrophe Atmung verursachten Kohlenstoffverluste aus einem Ökosystem und berechnet sich nach folgender Formel:

$$\mathbf{NEP = BPP - (R_{auto} + R_{hetero})}$$

Von SCHULZE & HEIMANN (1998) wurde noch zusätzlich die Netto-Biomproduktion (NBP) eingeführt, die für die C-Bilanzierung größerer Gebiete und längerer Zeiträume von mehreren Jahren zusätzlich weitere Prozesse einbezieht, die zu Verlusten von lebenden und toten organischen Material führen.

Die Photosyntheseleistung und die Atmungsaktivität der Primärproduzenten und der Zersetzerkette sind die wesentlichen Einflussgrößen auf die Kohlenstoffspeicherung in den verschiedenen Ökosystemen. Beide Stoffwechselvorgänge werden von zahlreichen exo- und endogenen Faktoren beeinflusst. Für die Höhe der CO_2-Assimilation ist neben der Bestockungsart und -dichte die Dauer der Vegetationsperiode von herausragender Bedeutung. Diese hängt ihrerseits von dem Jahresgang der Temperatur und der Wasserversorgung ab. Temperatur und Feuchte sind auch wesentliche Einflussgrößen für die Aktivität der heterotrophen Organismen und damit auch für die Humusanreicherung und -zersetzung im Boden.

3.3 Kohlenstoffkreisläufe in verschiedenen Biomen

Diese drei Faktoren – Länge der Vegetationsperiode, Temperaturregime und Wasserversorgung – sind auch die (Haupt-)Ursache für die unterschiedliche Höhe der Kohlenstoffspeicherung in den drei großen klimatisch voneinander abgesetzten Biomen Tropen, gemäßigte Zone und boreale Zone. MAHLI *et al.* (1999) geben für drei intensiv untersuchte Bestände aus diesen Biomen, die für typisch angesehen werden, Zahlen für die C-Speicherung und den C-Kreislauf an.

Eine nahezu ganzjährige Vegetationsperiode in den Tropen, die allerdings mit zunehmenden Abstand vom Äquator durch Trockenperioden unterbrochen werden kann, hohe Temperaturen und mit Ausnahme der Trockenperioden eine günstige Wasserversorgung erlauben eine hohe BPP von 30,4 t C ha^{-1} a^{-1} (**Abbildung 1a**). Die ganzjährig hohen Temperaturen führen allerdings zu erheblichen auto- und heterotrophen respiratorischen C-Verlusten von 24,5 t C $ha^{-1}a^{-1}$, so dass sich die NEP nur auf 5,9 t C ha^{-1} a^{-1} beläuft. Davon werden 2,3 t C in der pflanzlichen Biomasse und 3,6 t C im Humuskörper gespeichert.

Die erheblich kürzere Vegetationsperiode in der temperierten Zone, die i. d. R. nur 6 bis 9 Monate andauert und mit Ausnahme der Sommermonate über weite Teile des Jahres im Vergleich zu den Tropen niedrigen Temperaturen reduzieren die C-Aufnahme (BPP 17,3 t C ha^{-1} a^{-1}) und die C-Abgabe (11,4 t C ha^{-1} a^{-1}) gleicher Maßen, so dass auch in diesem Beispielsbestand die NEP sich auf 5,9 t C ha^{-1} a^{-1} beläuft. Der Zuwachs in der pflanzlichen Biomasse (Nettoprimärproduktion, NPP) ist mit 1,9 t C ha^{-1} a^{-1} etwas niedriger, im Humuskörper mit 4,0 t C ha^{-1} a^{-1} etwas höher als in den Tropen (**Abbildung 1b**).

In dem borealen immergrünen Fichtenforst ist die BPP aufgrund der sehr kurzen Vegetationsperiode und den wenigen frostfreien Tagen auf 9,6 t C ha^{-1} a^{-1} abgesunken (**Abbildung 1c**). Da sich in bzw. auf den Böden in der borealen Zone erhebliche Mengen organischen Materials ansammeln, ist die heterotrophe Atmung in den Sommermonaten beträchtlich. Die NPP liegt mit 1,4 t C ha^{-1} a^{-1} 20 % niedriger als in der temperierten Zone, für die C-Anreicherung im Humus ergibt sich ein negativer Wert. Daher beträgt die NEP in diesem Beispiel nur 0,6 t C ha^{-1} a^{-1}.

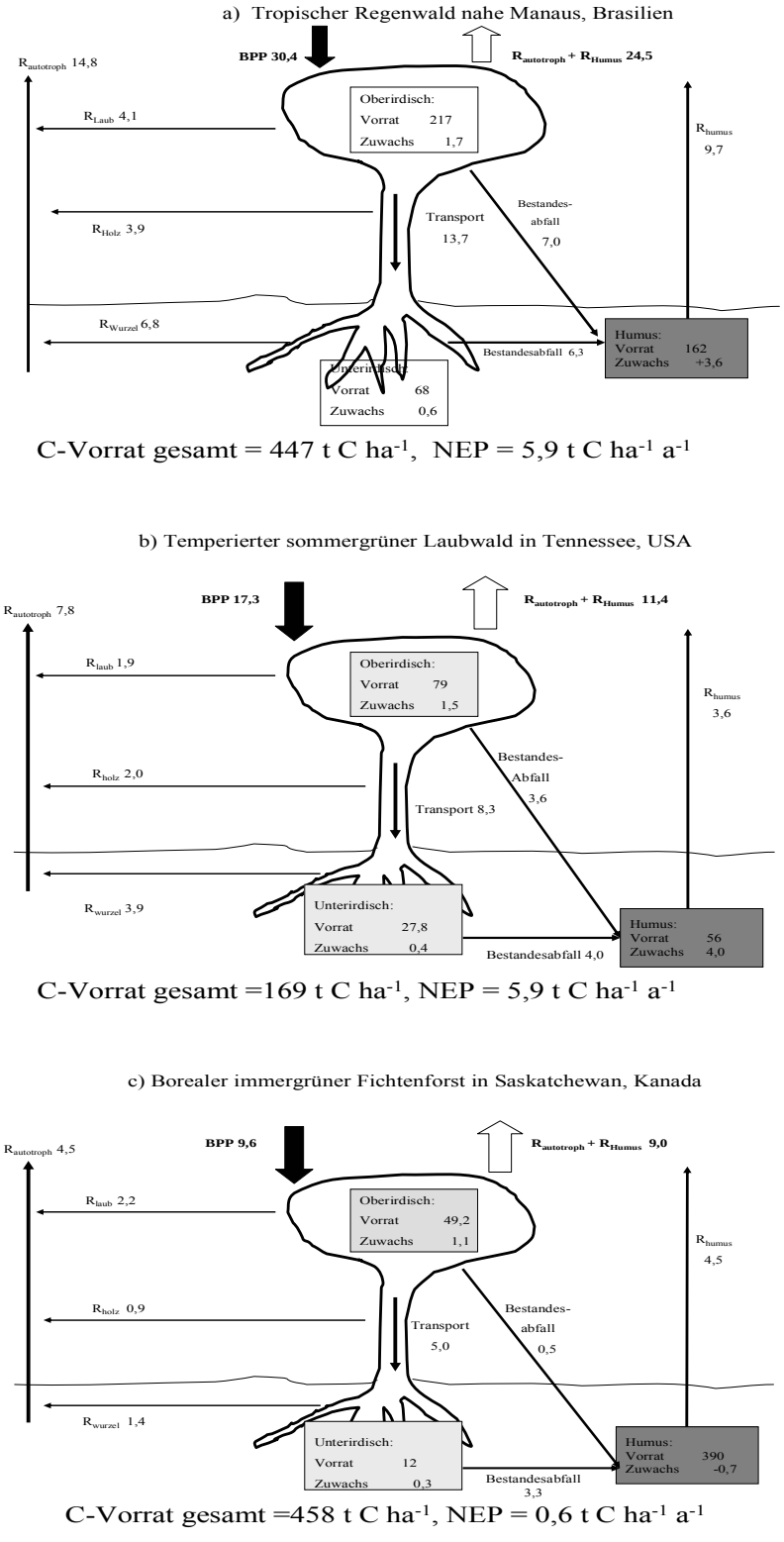


Abbildung 1: Kohlenstoffvorräte in t C ha^{-1} und -flüsse in t C $ha^{-1}a^{-1}$ (nach MALHI *et al.*, 1999, verändert)

Tabelle 1: Kohlenstoffdichte (t C ha^{-1}) und jährliche C-Fixierung (t C ha^{-1} a^{-1}) in den Wäldern und Böden der drei klimatischen Großregionen

Biome	**Kohlenstoffdichte (t C ha^{-1})**				**NPP t C a^{-1}**	
	WBGU (1998)		**MOONEY *et al.* (2001)**	**CARTER & SCHOLES (2001), DE FRIES *et al.* (1999)**	**ATJAY *et al.* (1979)**	**CARTER & SCHOLES (2001), DE FRIES *et al.* (1999)**
	Vegetation	**Boden**	**Vegetation**	**Boden**		
Tropenwälder	120	123	194	122	7,78	12,51
temperierte Wälder	57	96	134**	147	6,25	7,79
boreale Wälder	64*	344	42	247	2,34	1,89

Ein Vergleich der Hektar-bezogenen Kohlenstoffvorräte (Kohlenstoffdichte) in Vegetation und Boden der drei Biome (in **Tabelle 1** sind Daten von verschiedenen Autoren zusammengestellt) verdeutlich noch einmal, dass auch die Kohlenstoffdichte in den Tropen und in der borealen Zone besonders hoch ist. In den Tropen ist je nach Autor mehr oder ebenso viel Kohlenstoff in der Vegetation wie im Boden gespeichert, in der borealen Zone ist der Hauptanteil der C-Vorräte dagegen im Boden angereichert, da niedrige Temperaturen und häufig staunasse Bedingungen die Zersetzung des organischen Materials behindern. Insgesamt vergleichsweise niedrige Kohlenstoffdichten treten in den temperierten Breiten auf, wobei die Werte im Boden wie in der borealen Zone höher als in der Vegetation sind.

Im linken Teil von **Tabelle 1** sind noch eine mittlere Angaben für die NPP (= BPP minus autotropher Atmung) für die drei Großräume angegeben. Ohne die Zahlen im Einzelnen diskutieren zu wollen, zeigen sie noch einmal die Abstufung der C-Speicherung und die besonders niedrigen Werte für die boreale Zone.

3.4 Anthropogene Einflüsse auf die Quellen- und Senkenfunktion von Wäldern

Die oben skizzierten Bilanzen haben noch einmal verdeutlicht, dass die Höhe der C-Fixierung und auch der C-Speicherung in Wäldern sehr stark von den gegebenen klimatischen und bodenseitigen Standortsbedingungen geprägt ist, die zu den unterschiedlichen Kohlenstoffdichten in den betrachteten Biomen führen. Darüber hinaus hat die Vegetation über die Artenzusammensetzung und Struktur selbst große Bedeutung für den ökosystemaren C-Haushalt und wirkt sich auf die C-Speicherung in der Biomasse und im Humuskörper des Bodens aus. Über Eingriffe in die Vegetation hat der Mensch bereits seit Jahrtausenden in den globalen C-Kreislauf eingegriffen. Die waldbauliche Maßnahmen ermöglichen entsprechend im Sinne des Kyoto-Protokolls Einfluss auf die Quellen- und Senkenfunktion von Wäldern zu nehmen (**Tabelle 2**).

Den gravierensten Einfluss auf die Kohlenstoffvorräte in Wäldern haben Landnutzungsänderungen. Landnutzungsänderungen im forstlichen Bereich sind einerseits die Entwaldung, d.h. die Umwandlung von Wald in Acker, Weide o. A., sowie andererseits die Aufforstung von kurzfristig (reforestation) oder auch langfristig (afforestation) entwaldetem Land.

Tabelle 2: Bedeutung von Maßnahmen der Waldbewirtschaftung für die Quellen und Senkenfunktion von Wäldern

Maßnahme	Senke	Quelle
Landnutzungsänderung:		
- Aufforstung: (Wiederaufforstung):	⇨ erhöhte C-Vorräte in der ober- und unterirdischen Biomasse und im Humus	
- Entwaldung:		⇨ drastische Abnahme der oberirdischen C-Vorräte, Abbau von Humus
Waldbauliche Maßnahmen:		
- Baumartenwahl - Verlängerung der Umtriebszeit	⇨ erhöhte C-Vorräte in der ober- und unterirdischen Biomasse	
- Übernutzung von Wäldern		⇨ verringerte C-Vorräte in der ober- und unterirdischen Biomasse
Unterschutzstellung von Wäldern:		
- Keine Holznutzung	⇨ Steigerung der ober- und unterirdischen C-Vorräte bis zum Erreichen eines Gleichgewichtszustandes ⇨ langfristige Erhaltung hoher C-Vorräte	

3.4.1 Aufforstung

Aufforstung von kurzfristig wie langfristig entwaldeter Flächen führt die ersten Jahre bzw. Jahrzehnte zu einem steilen Anstieg der oberirdischen Kohlenstoffvorräte (**Abbildung 2**), wobei die Höhe der C-Speicherung von Standortsqualität und Baumartenwahl abhängt. Auch die unterirdischen C-Vorräte nehmen bei Aufforstung meist zu. Die Umwandlung von Ackerland in Plantagen führt nach Ergebnissen einer Metaanalyse von GUO & GIFFORD (2002), der 537 Untersuchungen zugrunde liegen, zu einem Anstieg der unterirdischen C-Vorräte von 18 %, die Entwicklung von Ackerland zu Sekundärwäldern sogar zu um 53 % erhöhten C-Vorräten im Boden. Die Aufforstung von Grünland hat dagegen auf den im Boden gebundenen Kohlenstoff nur geringen Einfluss, entsprechendes gilt für die Aufforstung kurzfristig entwaldeter Flächen.

3.4.2 Entwaldung

Die Umwandlung von Wald zu anderweitig genutztem Land führt zunächst zu einer drastischen Reduktion der oberirdischen Biomasse sowie bei Entfernung von Stubben und Grobwurzeln auch der unterirdischen Biomasse. Nach Vernichtung der Baumschicht

kann zudem über Jahre ein Humusabbau erfolgen. Nach GUO & GIFFORD (2002) nehmen die Kohlenstoffvorräte im Boden im Mittel um 42 % ab, wenn Primärwälder zu Ackerland umgewandelt werden, die Abnahme beträgt 13 % bei Umwandlung der Primärwälder in Plantagen. Die C-Vorräte im Boden steigen im Mittel um 8 % wenn aus Primärwäldern Weideland entsteht. Eine Stratifizierung der Untersuchungen nach der Höhe der Niederschläge ergibt allerdings nur für Untersuchungsgebiete mit Jahresniederschlägen zwischen 2000 und 3000 mm eine signifikante Steigerung der C-Vorräte im Grasland im Vergleich zum Wald.

Neben Landnutzungsänderungen kann auch die Bewirtschaftung von Wäldern ihre Stoffproduktion und damit die C-Speicherung in Wäldern positiv wie negativ beeinflussen. Von Bedeutung sind insbesondere die Baumartenwahl und die Verlängerung der Umtriebszeiten in Wirtschaftswäldern sowie die Übernutzung von Wäldern.

3.4.3 Baumartenwahl

Die Baumartenwahl kann sich auf die oberirdischen C-Vorräte erheblich auswirken (**Abbildung 2**). Berechnungen von SCHÖNE & SCHULTE (1999) für einen Modellwald in Rheinland-Pfalz unter Verwendung der gleichen Ertragsklasse für alle Baumarten lassen im Laufe des Bestandesalters große Unterschiede zwischen den in der oberirdischen Biomasse gespeicherten C-Vorräten der fünf Hauptbaumarten erkennen. Während in den ersten Jahrzehnten die Kiefer und die Douglasie besonders hohe Vorräte aufweisen, binden spätestens ab dem Alter 100 die Douglasie und vor allem die Buche die größten C-Mengen, da bei der Kiefer – im Gegensatz zu Buche und Douglasie – sich die Vorratskurve stark abflacht. Im Alter 100 übertrifft der C-Vorrat der Buche den der Kiefer um 30 %, im Alter 160 sind es bereits 70 %. Der Vorratsverlauf bei der Douglasie ist ähnlich wie bei der Buche; Fichte und Eiche ordnen sich zwischen Buche und Kiefer ein.

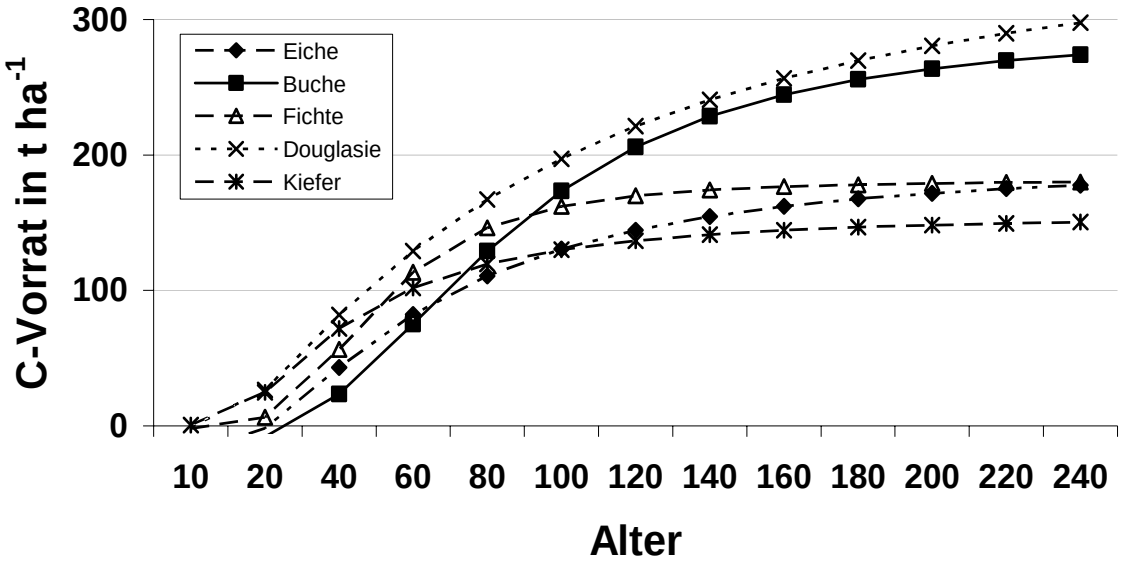


Abbildung 2: Kohlenstoffvorräte von 5 Hauptbaumarten in Einzelbeständen in Abhängigkeit vom Alter bei einem der Ertragstafel entsprechendem Wachstumsverlauf (nach SCHÖNE & SCHULTE, 1999, verändert)

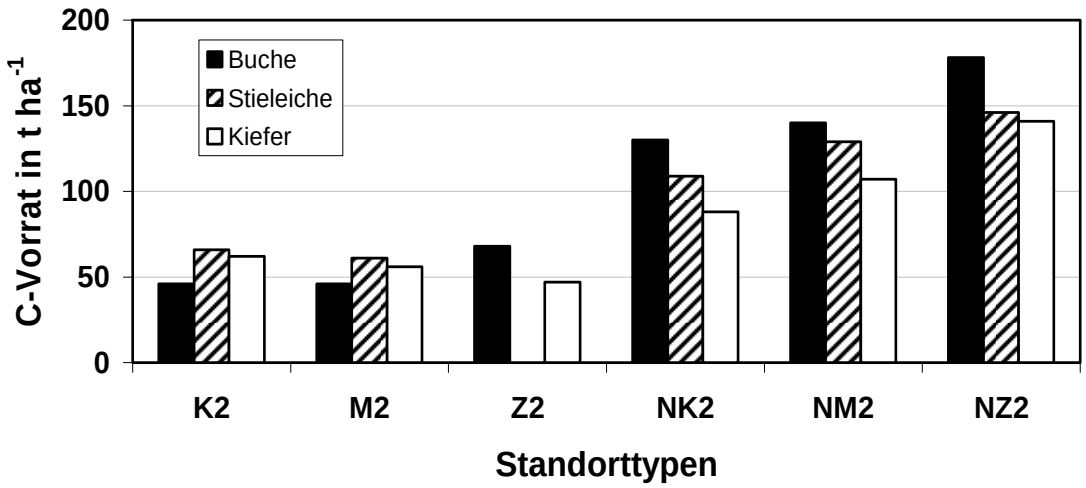


Abbildung 3: Durchschnittliche Kohlenstoffvorräte unter Buchen-, Eichen- und Kiefern-Beständen im nordostdeutschen Tiefland. Mittelwerte aus jeweils 10 bis 25 Einzelwerte für einige verbreitete Standortstypen. (nach HEINSDORF, 2002, verändert)

Auch die auf und im Boden gebundenen C-Vorräte sind von der Baumart abhängig (**Abbildung 3**). HEINSDORF (2002) untersuchte Kiefern-, Stieleichen- und Buchenbestände auf verschiedenen Standortstypen im nordostdeutschen Flachland. Die trocknen nährstoffarmen Böden unter Kiefer und Stieleiche sind durch etwas höhere C-Vorräte als unter Buche gekennzeichnet. Auf den feuchten und nährstoffreicheren Standortstypen nehmen bei allen drei Baumarten die C-Vorräte im Boden zu, hier sind die Werte unter Buche besonders hoch und übertreffen die Angaben für die Kiefernbestände um bis zu 50 %.

3.4.4 Verlängerung der Umtriebszeit

Bereits aus **Abbildung 2** wurde deutlich, dass die Vorratsentwicklung bei Bäumen einer Sättigungsfunktion entspricht, die zunächst steil ansteigt und sich abhängig von der Baumart ab einem bestimmten Alter dann abflacht. Die Umtriebszeiten der Baumarten richtet sich in der Regel danach, wann die die Holzproduktion zurückgeht, um diese möglichst effektiv zu nutzen. Ist dagegen das Ziel, möglichst viel Kohlenstoff im Bestand zu speichern, so kann dies bis zu einem bestimmten Grade durch einen späteren Erntetermin erreicht werden. Wie an einem Beispiel aus ELLENBERG (1986) deutlich wird (**Abbildung 4**), geht in verschieden alten Buchenbeständen auf vergleichbarem Standort die NEP mit zunehmenden Bestandesalter zwar zurück, der ober- und der unterirdische C-Vorrat steigt aber erheblich an.

3.4.5 Übernutzung von Wäldern

Übernutzung von Wäldern, z.B. durch intensive Holzentnahme, nicht nachhaltige Erntemethoden, Waldweide oder Streunutzung, führt zu einer Degradierung von Wäldern und letztlich zu einem Rückgang der C-Fixierung in der Vegetation und damit zu geringeren C-Vorräten in der ober- und unterirdischen Biomasse und im Humuskörper im Vergleich zu intakten Wäldern.

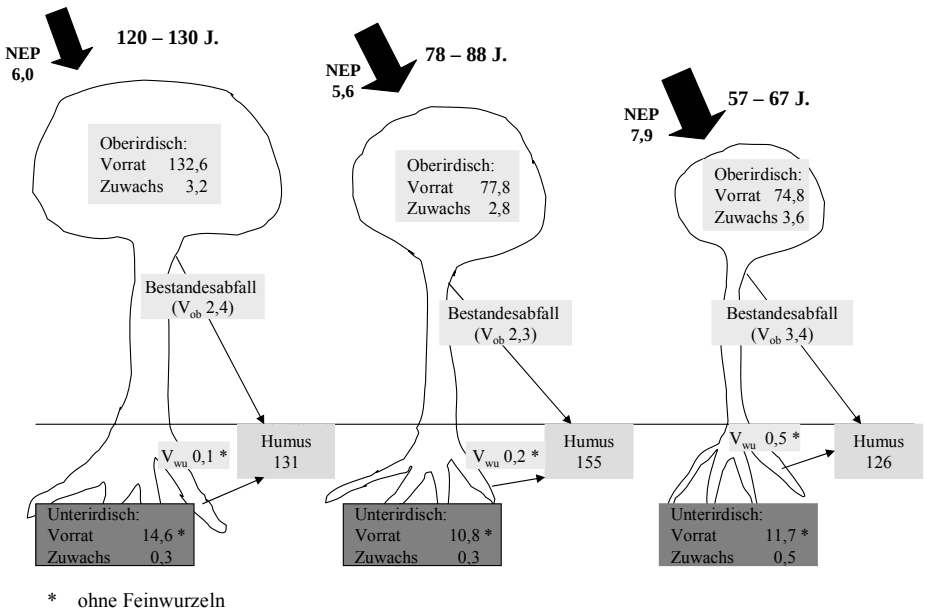


Abbildung 4: Kohlenstoffvorräte (t C ha^{-1}) und -flüsse (t C $ha^{-1}a^{-1}$) in verschieden alten Buchenbeständen im Solling (nach ELLENBERG *et al.*, 1986)

3.4.6 Unterschutzstellung von Wäldern

JANISCH & HARMON (2002) untersuchten Nadelwälder im Bundesstaat Washington/USA hinsichtlich ihrer Kohlenstofffixierung. Sie stellten fest, dass Bestände mit einem 80-jährigen Rotationszyklus kurz vor der Nutzung nur etwa die Hälfte der Kohlenstoffmenge speichern wie benachbarte ca. 500 Jahre alte Bestände. Die Autoren geben eine Spanne von ca. 150 Jahren an, bis diese Wälder die entsprechenden C-Vorräte in ihrer lebenden und toten Biomasse aufbauen wie in den alten Wäldern. Nach SCHULZE *et al.* (1999) dauert es in sibirischen Nadelwäldern mehr als 200 Jahre bis in genutzten Wäldern die lebende Biomasse wieder die ursprüngliche Höhe wie in Primärwäldern erreicht hat. Die Erholung der C-Vorräte dauert sogar noch länger.

Die Unterschutzstellung von Wäldern kann unter dem Gesichtspunkt der C-Speicherung sogar in zweierlei Hinsicht von großer Bedeutung sein:

(1) die Nicht-Bewirtschaftung von Wäldern kann ihre Senkenfunktion für Kohlenstoff signifikant verstärken. Nach SCHULZE (2001) zeigen erste Messungen des europäischen Messnetzes Carbo-Euroflux, dass die NEP in nicht bewirtschafteten Wäldern doppelt so hoch ist wie in Wirtschaftwäldern.

(2) wie bereits berichtet ist die Waldvernichtung eine erhebliche C-Quelle, die bis zu ca. 25 % an der jährlichen anthropogenen C-Freisetzung beteiligt ist. Eine Reduktion der Waldvernichtung weltweit wäre erheblich effektiver als alle angestrebten Maßnahmen im Forstbereich, die durchgeführt werden, um die Senkenfunktion der Wälder zu stärken und so die im Kyotoprotokoll festgeschrie-

bene Senkung der CO_2-Emmissionen weltweit um nur 5 % gegenüber dem Verbrauch von 1990 zu reduzieren.

Die Unterschutzstellung von Wäldern wird allerdings im Kyoto-Protokoll und auch in den Nachfolgeverhandlungen nicht als anrechenbare Maßnahme zur CO_2-Speicherung akzeptiert. Und das, obwohl nach MISSFELDT & HAITES (2001) die marginalen Kosten und der Preis pro Tonne C in Aufforstungsprojekten in Annex B-Ländern besonders hoch ist, Preis und marginale Kosten für die Verhinderung der Entwaldung in nicht-Annex B-Ländern besonders niedrig.

Nach SCHULZE *et al.* (2002) führt die Reduzierung der Entwaldung bzw. die Unterschutzstellung von Primärwäldern in den Tropen wie in der borealen Zone zu einer "win-win"-Situation: Emissionen werden durch die Erhaltung hoher C-Vorräte in den Wäldern vermindert, die Biodiversität bleibt erhalten und die Wirtschaftlichkeit der C-Senke erreicht obendrein ein Optimum.

3.5 Literatur

ATJAY GL, KETNER P, DUVIGNEAUD P (1979) Terrestrial primary production and phytomass. In: The global carbon cycle (BOLIN B, DEGENS ET, KEMPE S, KETNER P, eds), Wiley and Sons, Chichester, 129-181

CARTER AJ, SCHOLES RJ (2001) Spatial global database of soil properties. IGBP global soil data task CD-ROM. International Geosphere-Biosphere Programme (IGBP) data information systems. Toulouse, France

DE FRIES RS, FIELD CB, FUNG I, COLLATZ GJ, BOUNOUA L (1999) Combining satellite data and biogeochemical models to estimate global effects on human-induced land cover change on carbon emissions and primary productivity. Global Biogeochemical Cycles 13: 803-815

ELLENBERG H, MAIER, R, SCHAUERMANN J (1986) Ökosystemforschung. Ergebnisse des Sollingprojektes 1966-1986. Ulmer, Stuttgart, 507S

GUO LB, GIFFORD RM (2002) Soil carbon stocks and land use change: a meta analysis. Global Change Bioology 8, 345-360

HEINSDORF D (2002) Einfluss der Bewirtschaftung auf den Kohlenstoffhaushalt von Forstökosystemen im nordostdeutschen Tiefland. Beitr. Forstwirtsch. U. Landsch.ökol. 36, 168- 174

HOUGHTON RA (1999) The annual net flux of carbon to the atmosphere from changes in land use 1850-1990. Tellus 51b, 298-313

HOUGHTON RA (2000) A new estimate of global sources and sinks of carbon from land use change. EOS 81, supplement

JANISCH JE, HARMON ME (2002) Successional changes in live and dead wood carbon stores: implications for net ecosystem productivity. Tree Physiology 22, 77-89

MAHLI Y, BALDOCCHI DD JARVIS PG (1999) The carbon balance of tropical, temperate and boreal forests. Plant, Cell and Environment 22, 715-740

MISSFELDT F, HAITES E (2001) The potential contribution of sinks to meeting the Kyoto Protocol commitments. Environmental Science and Policy 4, 269-292

MOONEY H, ROY J, SAUGIER B (2001) Terrestrial Global Productivity: Past, Present and Future. Academic Press, San Diego

SCHÖNE D, SCHULTE A (1999) Forstwirtschaft nach Kyoto: Ansätze zur Quantifizierung und betrieblichen Nutzung von Kohlenstoffsenken. Forstarchiv 70, 167-176

SCHULZE E-D (2001) Die Wälder als Kohlenstoffsenke. Eine Erwiderung zur Stellungsnahme von "Prima Klima". AFZ-Der Wald 16, 836-838

SCHULZE E-D, HEIMANN H (1998) Carbon and water exchange of terrestrial systems. In: Asian change in the context of global change (GALLOWAY JN, MELILLO J, eds), Cambrigde University press, Cambridge, 145-161

SCHULZE E-D, LLOYD J, KELLIHER,FM, WIRTH C, REBMANN C, LÜHKER B, MUND M, KNOHL A, MILYUKOVA IM SCHULZE W, ZIEGLER W, VARLAGIN AB, SOGACHEV AF, VALENTINI R, DORE S, GRIGORIEV S, KOLLE O, PANFYOROV MI, TCHEBAKOVA N, VYGODSKAYA NN (1999) Productivity of forests in the Eurosiberian boreal region and their potential to act as a carbon sink – a synthesis. Global change biology 5, 703-722

SCHULZE E-D, VALENTINI R, SANZ M-J (2002) The long way from Kyoto to Marrakesh: Implications of the Kyoto Protocol negotiations for global ecology. Global Change Biology 8, 505-518

WBGU (1998) The accounting of biological sinks and sources under the Kyoto protocol: A step forward or backward for global environmental protection. Special report for the German Government. Alfred Wegener Institut, Bremerhaven

Adresse des Autors

Wolf-Ulrich Kriebitzsch
Institut für Weltforstwirtschaft
Bundesforschungsanstalt für Forst- und Holzwirtschaft
Leuschnerstr. 91
D-21031 Hamburg
E-Mail: kriebitzsch@holz.uni-hamburg.de

4 Spurengasinventare nach der Klimarahmenkonvention (UNFCCC) und dem Kyotoprotokoll im Bereich Landnutzungsänderungen und Forstwirtschaft: Datenbedarf und Datenverfügbarkeit

Sigrid Strich

4.1 Einleitung

Ziel der Klimarahmenkonvention ist die Begrenzung der Spurengaskonzentrationen in der Erdatmosphäre auf ein Maß, bei dem schädliche Änderungen des Klimas verhindert werden. Die konkreten Begrenzungs- und Reduktionsverpflichtungen sind im Kyotoprotokoll niedergelegt und beziehen sich auf CO_2, N_2O, CH_4, HFCs, PFCs und SF_6.

Für den Bereich der land- und forstwirtschaftlichen Bodennutzung und der Landnutzungsänderungen sind die ersten drei relevant.

Nach Artikel 3 Absatz 3 und 4 Kyotoprotokoll sollen Treibhausgasflüsse, die durch Aufforstung, Entwaldung und Bodenbewirtschaftung verursacht werden, als Kohlenstoffvorratsveränderungen erfasst und angerechnet werden. Dies ist widersprüchlich, weil z.B. bei der Verbrennung von Biomasse bei der Entwaldung auch die Spurengase N_2O und CH_4 auftreten und N_2O nichts mit dem Kohlenstoffvorrat zu tun hat; allerdings können alle drei Gase entsprechend ihrem "global warming potential" (GWP) in CO_2-Äquivalente umgerechnet werden.

In den Marrakesch-Beschlüssen zur Umsetzung der Artikel 3 Absatz 3 und 4 wurde daher festgelegt, dass neben Kohlenstoffvorratsveränderungen auch Emissionen anderer Treibhausgase zu erfassen und hierbei Biomasse, Totholz, Streu und Böden zu berücksichtigen sind. **Tabelle 1** gibt einen Überblick über die relevanten Prozesse.

Der Zwischenstaatliche Ausschuss über Klimaänderungen (IPCC) hat für die Aufstellung der Treibhausgasinventare im Bereich der Landnutzung, der Landnutzungsänderungen und der Forstwirtschaft ein Handbuch erarbeitet, die "Good Practice Guidance for Land Use, Land-Use Change and Forestry" (GPG). Es ergänzt die im Jahr 2000 erschienene "Good Practice Guidance and Uncertainty Management in National Greenhouse Gas Inventories", in der der Bereich der Landnutzung ausgeklammert war, die aber allgemeine Vorgaben für die Aufstellung von Treibhausgasen macht, z.B. hinsichtlich des Umgangs mit Unsicherheiten oder zur Qualitätssicherung, die auch im Bereich Landnutzung, Landnutzungsänderungen und Forstwirtschaft maßgeblich sind. Nach einem Beschluss der 9. Vertragstaatenkonferenz im Dezember 2003 in Mailand sollen die Vertragsstaaten die GPG für die Berichterstattung nach der Klimarahmenkonvention anwenden. Gestützt auf die Empfehlungen der GPG wurde in Mailand auch ein neues "Common Reporting Format" (CRF) für die Berichterstattung angenommen, das ab 2005 probeweise angewandt werden soll.

In der GPG wird eine flächendeckende Erfassung sämtlicher Landnutzungsarten, der Übergänge zwischen ihnen und der damit verbundenen Treibhausgasflüsse angestrebt.

Tabelle 1: Relevante Prozesse und Spurengase bei Landnutzung, Landnutzungsänderungen und Forstwirtschaft

Prozesse / **Ökosystemkompartimente**	**Biomassezuwachs, Biomasseentzug durch Holzernte und natürliche Verluste**	**Humusbildung und Mineralisierung**	**Waldbrand, Verbrennung von Schlagraum**	**Düngung, Entwässerung**
Biomasse (oberirdisch, unterirdisch)	CO_2	CO_2	CO_2, CH_4, N_2O	
Totholz	CO_2	CO_2	CO_2, CH_4, N_2O	
Streu	CO_2	CO_2	CO_2, CH_4, N_2O	
Boden	CO_2	CO_2		CO_2, N_2O

Tabelle 2: Landnutzungsmatrix

Landnutzung vorher / nachher	Wald	Grünland	Acker	Feuchtgebiete	Siedlungsfläche	Andere	Summe
Wald							
Grünland							
Acker							
Feuchtgebiete							
Siedlungsfläche							
Andere							
Summe							

Diese Landnutzungen und Landnutzungsänderungen können als Landnutzungsmatrix dargestellt werden (**Tabelle 2**), wobei die Summe unten rechts theoretisch die Gesamtfläche des Staates ergeben sollte. Landnutzungsänderungen sollen jährlich berichtet werden. Wo keine jährliche Erhebung vorliegt, muss sich die Berichterstattung auf Interpolationen und Schätzungen stützen.

Die folgenden Ausführungen beschränken sich auf diejenigen Fälle, bei denen Wald als aktuelle Nutzung (Waldbewirtschaftung und Aufforstung) oder als bisherige Nutzung (Entwaldung) eine Rolle spielt, also die obere Reihe und die linke Spalte der Landnutzungsmatrix.

4.2 Spurengasinventare für die Bewirtschaftung bestehender Wälder (Flächen, die seit mindestens 20 Jahren bzw. seit 1990 Wald sind)

Für die Berichterstattung nach der Klimarahmenkonvention soll nach den neuen CRF zwischen Wald unterschieden werden, der seit mindestens 20 Jahren Wald ist, und Flächen, die erst in den letzten 20 Jahren zu Wald geworden sind. Grund für diese Unterscheidung ist, dass die Kohlenstoffvorräte der Böden unter neuem Wald erst zu einem neuen Gleichgewicht finden müssen. Der 20-Jahreszeitraum ist ein allgemeiner Näherungswert, der weltweit gelten soll; für die gemäßigte Zone ist er zu kurz; hier dauert es mindestens eine Umtriebszeit, bis ein neuer, waldtypischer C-Vorrat im Boden erreicht ist. Für die Biomasse spielt die Unterscheidung zwischen "altem" und "neuem" Wald keine Rolle.

Für die Berichterstattung nach dem Kyotoprotokoll gilt das Stichjahr 1990: alle Waldflächen, die bereits am 31.12.1989 Wald waren, dürfen in die Anrechnung der "Waldbewirtschaftung" nach Artikel 3 Absatz 4 Kyotoprotokoll einbezogen werden, während seither aufgeforstete oder entwaldete Flächen gesondert nach Artikel 3 Absatz 3 angerechnet werden müssen.

Daten über den Holzvorrat und seine Veränderungen stehen aus der Bundeswaldinventur zur Verfügung.

Oberirdische Holzvorräte können mit geeigneten Umrechnungsfaktoren in Gesamtbiomasse (oberirdisch und unterirdisch) und Kohlenstoff umgerechnet werden. Dasselbe gilt für die Totholzvorräte; sie wurden allerdings bei der zweiten Bundeswaldinventur erstmals erhoben, so dass eine Aussage über Veränderungen erst mit der dritten Bundeswaldinventur möglich sein wird.

Zu den Umrechnungsfaktoren sind in jüngerer Zeit eine Reihe Forschungsergebnisse veröffentlicht worden; auch Biomassefunktionen für die Hauptbaumarten stehen zur Verfügung oder kurz vor ihrer Veröffentlichung. Kurzfristig gilt es, diese neuen Auswertungsmöglichkeiten (möglichst schon für das 2005 abzugebende Treibhausgasinventar) zu nutzen. Längerfristig, spätestens bis zur dritten Bundeswaldinventur, sollte die Bereitstellung von Daten für das Treibhausgasinventar Teil der BWI-Standardauswertungen werden.

Noch nicht ausreichend ist die Datenlage über Kohlenstoffvorratsveränderungen in Streuauflage und Boden. Die erste Bodenzustandserhebung (BZE) lässt Aussagen über die Vorräte, nicht jedoch über ihre Veränderung zu. Die zweite Bodenzustandserhebung wird z. Z. vorbereitet.

Die GPG sieht als Standardverfahren eine Modellierung aufgrund des Waldtyps, der Bewirtschaftungsintensität und Störeinflüssen und deren zeitlich-räumlicher Änderung vor. Es bestehen erhebliche Zweifel, ob dieser Ansatz auf der Grundlage von BWI und BZE-Daten durchführbar ist.

Lücken bestehen auch bei den nicht-CO_2-Spurengasen. Eine Grobschätzung von Spurengasemissionen durch Waldbrände könnte auf Grundlage der Waldbrandstatistik versucht werden. Eine ähnli-

che Quelle stellt die Verbrennung von Schlagraum dar. Hier fehlt es z.Z. an Informationen darüber, in welchem Umfang dies in Deutschland noch praktiziert wird.

Düngung zur Zuwachssteigerung ist in Deutschland keine gängige Praxis und braucht daher voraussichtlich nicht berücksichtigt zu werden. Eine Ausnahme ist die Kompensationskalkung, deren Wirkung bewertet werden muss. Ferner muss geprüft werden, in welchem Umfang in Deutschland nasse Waldstandorte entwässert werden und welche Spurengasemissionen hieraus resultieren.

4.3 Landnutzungsänderungen: Aufforstung und Entwaldung

Ein für alle Übergänge zwischen verschiedenen Landnutzungsarten, also auch der Aufforstung und Entwaldung gemeinsames Problem ist die Erfassung der Flächen. Bei der Berichterstattung nach dem Kyotoprotokoll kommt die zeitliche Dimension hinzu (wann wurde die Maßnahme begonnen – Stichjahr 1990 für Entwaldung und Aufforstung).

Statistische Angaben zur Bodennutzung erlauben nur eine Grobschätzung. Da der geografische Bezug fehlt, bestehen keine Verschneidungsmöglichkeiten mit anderen Daten, z.B. zu Boden und Vegetation, das Schicksal einer bestimmten Fläche kann nicht über die Zeit weiterverfolgt werden, womit eine wichtige Voraussetzung für den Nachweis nach dem Kyotoprotokoll nicht erfüllt ist. Zudem gibt es zwischen verschiedenen Statistiken (Flächenerhebung, Bodennutzungshaupterhebung) und zwischen der Waldfläche nach diesen Statistiken und der BWI Abweichungen.

Eine Meldepflicht über Aufforstung und Entwaldung müsste, um als Grundlage für die Kyotoberichterstattung zu taugen, neben den Flächen und ihrer genauen Lage (Katasterauszüge oder Koordinaten) weitere Angaben (z.B. Baumarten, Bonität, Standort; bei Entwaldung auch Vorrat) umfassen. Der Aufwand für die zentrale Auswertung der Meldungen wäre sehr hoch; zudem müsste für eine Meldepflicht eine gesetzliche Grundlage geschaffen werden. Vorteile einer Meldepflicht sind die eindeutige Identifizierung der Flächen und ihre Weiterverfolgbarkeit über die Zeit; auch kleine Flächen können erfasst werden; der Zeitpunkt, zu dem eine Maßnahme erfolgt ist, kann genau bestimmt werden. Eine Meldepflicht könnte kombiniert werden mit einer periodischen Stichprobenerhebung zur Ermittlung der Kohlenstoff-Vorratsveränderungen. Hierdurch entstünde allerdings weiterer Aufwand – es sei denn, diese Erhebung erfolgt als Teil der BWI und BZE.

Eine Erfassung der Flächen im Rahmen der bundesweiten forstlichen Großrauminventuren BWI und BZE ist grundsätzlich möglich, aufgrund der insgesamt geringen Flächen und damit des geringen Stichprobenumfangs ist jedoch mit einem großen statistischen Fehler zu rechnen. Eine eindeutige Identifizierung der Flächen und ihre Weiterverfolgung über die Zeit ist nur bezogen auf die Stichprobenpunkte möglich. Zudem fehlt eine flächendeckende Zustandserhebung für das Stichjahr 1990, da BWI-I-Daten nur für die alten Bundesländer und zudem abweichend vom Stichjahr für 1987 vorliegen.

Fernerkundungsmethoden könnten die in Zusammenhang mit der BWI genannten Datenlücken schließen. Eine eindeutige Identifizierung der Flächen unter Berücksichtigung eines methodenspezifischen, jedoch quantifizierbaren Fehlers ist möglich, ebenso kann das Schicksal einzelner Flächen über die Zeit verfolgt werden. Eine Verschneidung mit Bodenkarten zur Ableitung von C-Vorratsveränderungen im Boden ist möglich. Der Aufwand hängt von der angestrebten Erfassungsgrenze ab. Bei einer Erfassungsgrenze von 0,5 ha muss mit Kosten für Bildbeschaffung und Interpretation von mindestens 1 Mio. € gerechnet werden. Zusätzliche terrestrisch erhobene Daten für die Validierung sind erforderlich; hierfür können BWI-

Ergebnisse herangezogen werden. Um flächendeckende Aussagen für ein bestimmtes Jahr zu machen, können Beobachtungen über mehrere Jahre erforderlich sein (Wolken, Dunst, Klärung von Zweifelsfällen hinsichtlich Aufforstung und Entwaldung).

Eine Auswertung bereits kartografisch aufbereiteter Daten weist ähnliche Vorteile wie die Fernerkundung auf. Sinnvoll könnte dies sein, sofern die Karten bereits digital vorliegen; andernfalls wäre die Digitalisierung oder die analoge Auswertung mit sehr hohem Aufwand verbunden. Ein Problem sind jedoch die Aktualität und die unterschiedlichen Nachführungsstände. Es ist daher zweifelhaft, ob sich auf diesem Weg verlässliche Aussagen für das Stichjahr 1990 und über Änderungen während der Verpflichtungsperiode 2008 bis 2012 gewinnen lassen.

Die Nachteile der verschiedenen Erhebungsmethoden lassen sich voraussichtlich am ehesten mit einer Methodenkombination überwinden.

Einige spezifische Probleme stellen sich bei der Entwaldung: Sie muss eindeutig von der Holzernte getrennt werden, was z.B. bei der Anwendung von Fernerkundungsverfahren schwierig sein kann. Der Holzvorrat zum Zeitpunkt der Entwaldung bzw. zu Beginn der Verpflichtungsperiode muss ermittelt werden, ebenso der Kohlenstoffvorrat im Boden. Kenntnisse über die Entwicklung des Bodenkohlenstoffvorrats nach Entwaldung sind erforderlich. Während es einige Untersuchungen zur Änderung der Bodenkohlenstoffvorräte nach der Umwandlung in Ackerland gibt, sind entsprechende Kenntnisse über die in Deutschland weitaus wichtigere Umwandlung in Siedlungsflächen spärlich.

Für Zwecke der Anrechnung und Berichterstattung nach dem Kyotoprotokoll müssen sich die Vertragsstaaten bis zum 01.01.2007 im Rahmen der im Marrakeschbeschluss (11/CP.7) vorgegebenen Walddefinition für bestimmte Parameter für Kronenbedeckung, Mindesthöhe und Mindestfläche festlegen. Zwischen einer zweckmäßigen Mindestfläche und Erhebungsmethoden bestehen Anhängigkeiten: BWI und/oder eine Meldepflicht kann auch Kleinflächen ab 0,1 ha erfassen. Muss auf Fernerkundungsverfahren zurückgegriffen werden, wäre zur Begrenzung des Erhebungsaufwandes eine Mindestfläche von 0,5 bis 1 ha besser; andernfalls müsste mit erheblich höheren Kosten hochauflösendes Bildmaterial ausgewertet werden. Technische Grenzen bestehen zudem bei der Erfassung langer schmaler Parzellen, insbesondere am Waldrand. Sollte sich Deutschland für die Erfassung der Aufforstungs- und Entwaldungsflächen mit einer Mindestfläche von 0,5 bis 1 ha entscheiden, hätte dies andererseits Rückwirkungen auf die Anrechnung der Waldbewirtschaftung nach Artikel 3 Abs.4: da hierfür die gleiche Walddefinition zu gelten hätte, könnten BWI-Daten nicht mehr direkt verwendet werden; kleinere isolierte Waldflächen unterhalb der Mindestfläche müssten herausgerechnet werden. Um einen entsprechenden Korrekturfaktor berechnen zu können, muss der Anteil solcher Miniflächen an der Gesamtwaldfläche bekannt sein.

4.4 Literatur

IPCC (2000): Good Practice Guidance and Uncertainty Management in National Greenhouse Gas Inventories. ISBN 4-88788-000-6. Auch als CD ROM und als Download von IPCC-Website erhältlich (www.ipcc.ch)

IPCC (2004): Good Practice Guidance for Land Use, Land-Use Change and Forestry. (download von http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp möglich)

4.5 Maßgebliche Beschlüsse der Vertragsstaatenkonferenz der Klimarahmenkonvention:

11/CP.7 Land use, Land-use change and forestry (FCCC/CP/2001/13/Add.1, S.54ff.)

12/CP.7 Land use, Land-use change and forestry: The Russian Federation (FCCC/CP/2001/13/Add.1, S.64ff.)

19/CP.7 Modalities for the accounting of assigned amounts under article 7, paragraph 4, of the Kyoto Protocol (FCCC/CP/2001/13/Add.2, S.55-72)

22/CP.7: Guidelines for the preparation of the information required under Article 7 of the Kyoto Protocol (FCCC/CP/2001/13/Add.3, S.14-29)

Neue CRF (zu benutzen ab 2005): FCCC/SBSTA/2003/L.22/Add.1

Adresse der Autorin

Sigrid Strich
Bundesministerium für Verbraucherschutz, Ernährung und Landwirtschaft (BMVEL)
Referat 534
Rochusstraße 1
D-53123 Bonn
E-Mail: sigrid.strich@bmvel.bund.de

5 Nachhaltige Forstwirtschaft zur Kohlenstoffsequestrierung: Möglichkeiten und Grenzen

Siegfried Anders und Ulf Pommer

5.1 Einleitung

Nachhaltige Waldbewirtschaftung ist die Betreuung und Nutzung von Wäldern und Waldflächen auf eine Weise und in einem Ausmaß, das deren biologische Vielfalt, Produktivität, Verjüngungsfähigkeit und Vitalität erhält sowie deren Potential, jetzt und in der Zukunft die entsprechenden ökologischen, wirtschaftlichen und sozialen Funktionen auf lokaler, nationaler und globaler Ebene zu erfüllen, ohne anderen Ökosystemen Schaden zuzufügen (Ministerkonferenz zum Schutz der Wälder in Europa, 1993, Resolution H 1).

In diesem Kontext ist die Kohlenstoffbindung und -speicherung eine Leistung der Wälder, die der als bedrohlich angesehenen Anreicherung des CO_2-Gehalts der Atmosphäre entgegenwirkt (THOROE 2003). Die Möglichkeiten und Grenzen der Kohlenstoffsequestrierung in der Forstwirtschaft können aus ökologischer und aus ökonomischer Sicht aufgezeigt werden. Die nachfolgenden Ausführungen werden aus ökologischer Sicht getroffen, sie sollen Anregungen auch für ökonomische Überlegungen geben.

Das IPCC-Glossary verweist unter dem Begriff "Sequestration" auf den Begriff "Uptake". Dort ist ausgeführt: "The addition of a substance of concern to a reservoir. The uptake of carbon containing substances, in particular carbon dioxide, is often called (carbon) sequestration."

Der umweltpolitische Hintergrund der Bemühungen um Kohlenstoffsequestrierung durch Waldbewirtschaftung geht auf das Kyoto-Protokoll von 1997 zurück. Die Anrechnung von Senken auf die zur Pflicht erklärten Reduktionsziele wurde dort nur im Grundsatz geklärt. Die weiteren Verhandlungen von Bonn und Marrakesch (2001) brachten dann konkrete Festlegungen hinsichtlich der Anrechenbarkeit von Senkenmanagement-Leistungen für vorhandene Wälder. Wichtig ist festzustellen, dass als Senken nur zusätzliche, also über das bereits gegebene Maß hinausgehende Leistungen der Wälder in der CO_2-Bindung und -Speicherung anerkannt werden. Vor diesem Hintergrund wird deutlich, dass ein Referenzsystem, ein Ausgangsniveau, eine base-line (THOROE 2003) zu definieren ist; nur oberhalb dieser Marke können Dienstleistungen gemessen und angerechnet werden. THOROE kommt zu dem Schluss, dass nur das als "zusätzlich" gelten kann, was über den gesetzlich vorgeschriebenen Mindeststandard hinausgeht und in Deutschland als "ordnungsgemäße Forstwirtschaft" bezeichnet wird. Hinsichtlich dieses Mindeststandards bestehen erhebliche nationale, zunehmend auch länderspezifische, aber auch von Verbandsinteressen geprägte Unterschiede. Notwendig ist deshalb eine Vereinheitlichung der Referenzsysteme.

5.2 Potentielle und aktuelle C-Speicherkapazitäten der Waldvegetation als Beitrag zur Anrechenbarkeit von Senkenmanagement-Leistungen für vorhandene Wälder

5.2.1 Grundsätzliche Überlegungen und methodischer Weg

Sollen zusätzliche Senkenmanagement-Leistungen der Staaten honoriert werden, muss als erster Schritt die gegenwärtige C-Bindung und -Speicherung mit vergleichbaren und nachprüfbaren Inventurverfahren ermittelt werden. An dem so ermittelten Ausgangszustand sind alle in Ansatz gebrachten Maßnahmen und

Veränderungen zu messen. Sodann hat sich jeder Staat zu fragen, ob es möglich und für ihn sinnvoll ist, den vorhandenen C-Speicher vergrößern zu wollen. Hierbei ist die potentiell-natürliche Vegetation eine wichtige Vergleichsgröße. Unter den gegebenen Umwelt- und Klimabedingungen kann für sie unter zu vereinbarenden Alters- und Bestandesdichtebedingungen die jährliche C-Bindung und ein potentiell erreichbarer Endzustand, die maximale C-Speicherung, kalkuliert werden.

Ist aufgrund der o. g. Inventurverfahren auf nationaler Ebene gegenwärtige C-Bindung und -Speicherung bekannt, muss durch Vergleich mit den entsprechenden Größen der potentiell-natürlichen Vegetation entschieden werden, ob eine Speichervergrößerung möglich ist. Ist diese Frage zu bejahen, interessiert, wo und zu welchen Kosten sie zu realisieren wäre. Hier ist zunächst die Wissenschaft und dann die Waldbewirtschaftung gefragt. Wege zur Vergrößerung des Speichers liegen im Waldumbau bezüglich Baumart und Baumartenmischung, in der Bestandesbehandlung bezüglich Baumverteilung, vertikaler Struktur, Bestandesdichte, Standdauer und Umtriebszeit oder im Einsatz von Intensivierungsmitteln (z.B. Düngung, Plantagenbetrieb, Einsatz von züchterisch oder gentechnisch verändertem Pflanzenmaterial).

5.2.2 Gegenwärtige und potentielle Kohlenstoffspeicherfähigkeit der Wald- und Forstökosystemtypen auf der Waldfläche der Neuen Bundesländer

5.2.2.1 Kalkulationsgrundlagen und Datenbasis

Für alle im Gebiet der Neuen Bundesländer vorkommenden Wald- und Forstökosystemtypen wurden die C-Speicherpotentiale mit Hilfe des transdisziplinären Konzepts der Ökosystemtypen ermittelt. Dieses Konzept erlaubt es, bei Kenntnis der Verbreitung, des Flächenanteils und der Baumartenzusammensetzung der Waldvegetationstypen einschließlich ihrer Ökologie (Wärme-, Feuchte- und Trophiezustände) quantitative Informationen über ökologische Prozesse, Zustände und Leistungen über Vegetationskartierung flächenhaft zu verallgemeinern. Die wissenschaftlichen und methodischen Grundlagen dazu wurden mehrfach publiziert (ANDERS *et al.* 2002).

Die eine Leistung darstellende Kohlenstoffspeicherung der potentiell-natürlichen Waldvegetation wurde ermittelt für das Gebiet der Neuen Bundesländer mit einer Fläche von knapp 10,7 Mio. ha (HOFMANN & ANDERS 1996) und darüber hinaus für einen Gebietsausschnitt des nordmitteleuropäischen Raumes von ca. 19 Mio. ha (HOFMANN *et al.* 2002). Die Kalkulation erfolgte auf der Grundlage der Karte der natürlichen Vegetation (HOFMANN 1985; BOHN *et al.* 2001).

Der Vergleich der Speicherpotentiale der potentiell-natürlichen Waldökosystemtypen mit den vielfach an ihre Stelle getretenen Nadelbaum-Ersatzgesellschaften wurde anhand der aktuellen Bestockung für die 2,98 Mio. ha Waldfläche der Neuen Bundesländer vorgenommen. Für diese liegen flächenkonkrete Bestockungs- und Standortsinformationen auf der Basis des Datenspeichers Waldfonds vor (HOFMANN, *et al.* 2000). Wichtig ist, dass die C-Speicherung aller Wald- und Forstökosystemtypen eines Landes nur vergleichbar ist, wenn für diese eine auf der gesamten Fläche ausgewogene Altersstruktur und eine vergleichbare Bestandesdichte unterstellt wird.

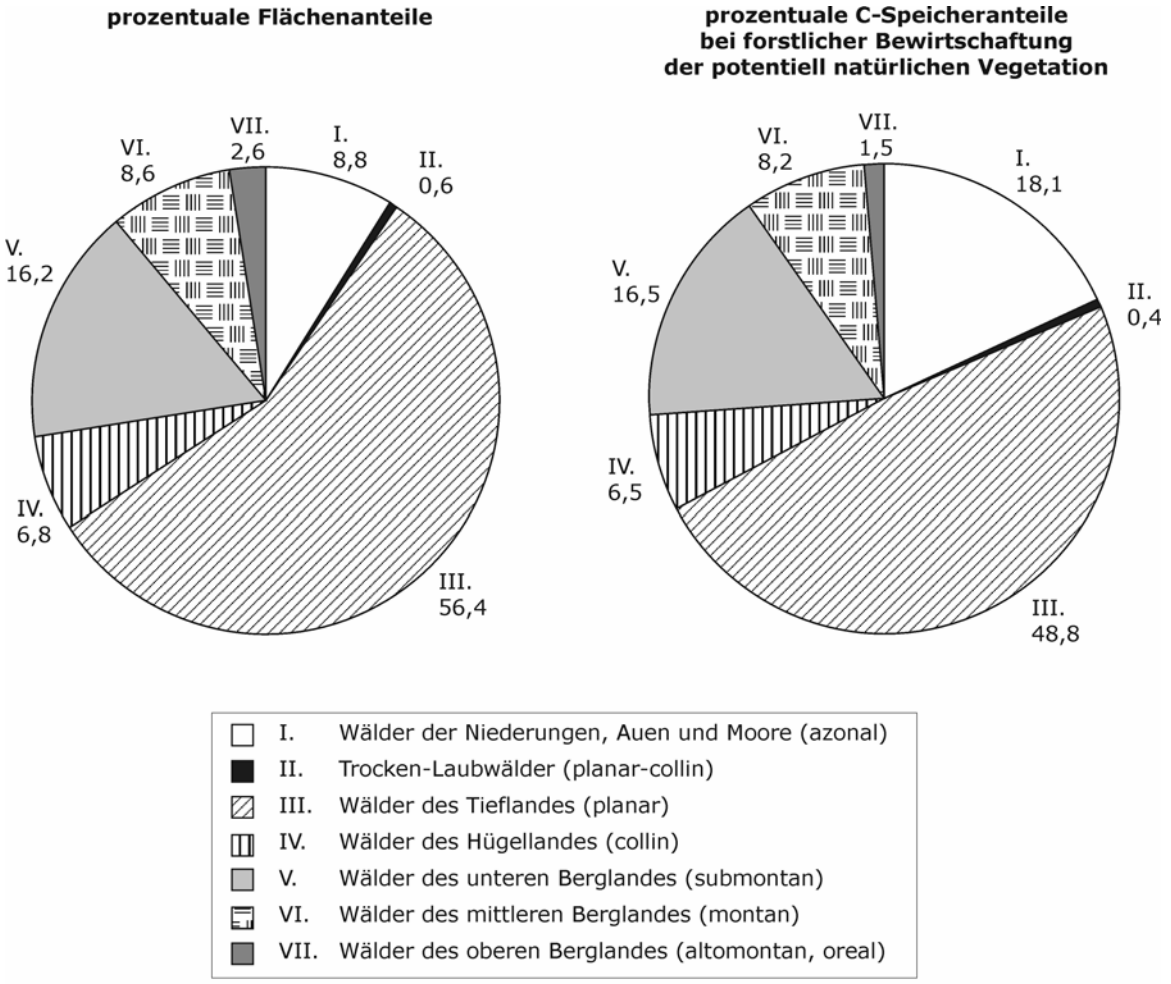


Abbildung 1: Flächen- und C-Speicheranteile der geographischen Hauptformen der Waldvegetation im Gebiet der Neuen Bundesländer

Kalkuliert wurden für jede Vegetationseinheit durchschnittliche C-Vorräte. Bezüglich der Altersstruktur wird der Zeitraum vom Entwicklungsbeginn bis zur Kulmination der durchschnittlichen Nettoprimärproduktion (DNP), bei Fichten- und Kiefernforsten einheitlich 110 Jahre angesetzt. Hinsichtlich der Bestandesdichte wird auf das Zyklusmittel, d.h. den Integralmittelwert über dem zeitlichen Verlauf der Vorratsentwicklung bis zum Zeitpunkt der Kulmination der DNP bezogen.

Die ausgewiesenen C-Vorräte umfassen die Massenkompartimente von Holz, Assimilationsorganen, Bodenvegetation, Wurzeln (22 % der Trockenmasse der oberirdischen Vorräte), sie schließen die organischen Kohlenstoffvorräte bis 80 cm Bodentiefe und die organischen Auflagen ein.

5.2.2.2 Kohlenstoffspeicherung auf der Basis von Hauptformen der Waldvegetation

In **Abbildung 1** werden nebeneinander für die geographischen Hauptformen der Waldvegetation (PNV) die prozentualen Flächenanteile und die im Sinne eines Potentials kalkulierten C-Speicheranteile gegenüber gestellt. Festzustellen ist, dass bezüglich der Bedeutung für die Kohlenstoffsequestrierung

- die Wälder des Tieflandes (planar) 56,4 % der Waldfläche einnehmen, aber nur knapp 49 % des Gesamtspeichers füllen,
- die Wälder der Niederungen, Auen und Moore (azonal) nur knapp 9 % der Waldfläche decken, aber mehr als 18 % des gesamten Speicherpotentials der Wälder realisieren und
- die Wälder der mittleren und oberen Berglagen zusammen 11,2 % der Waldfläche ausmachen, ihr Speicheranteil aber nur bei 9,7 % des Gesamtspeichers liegt.

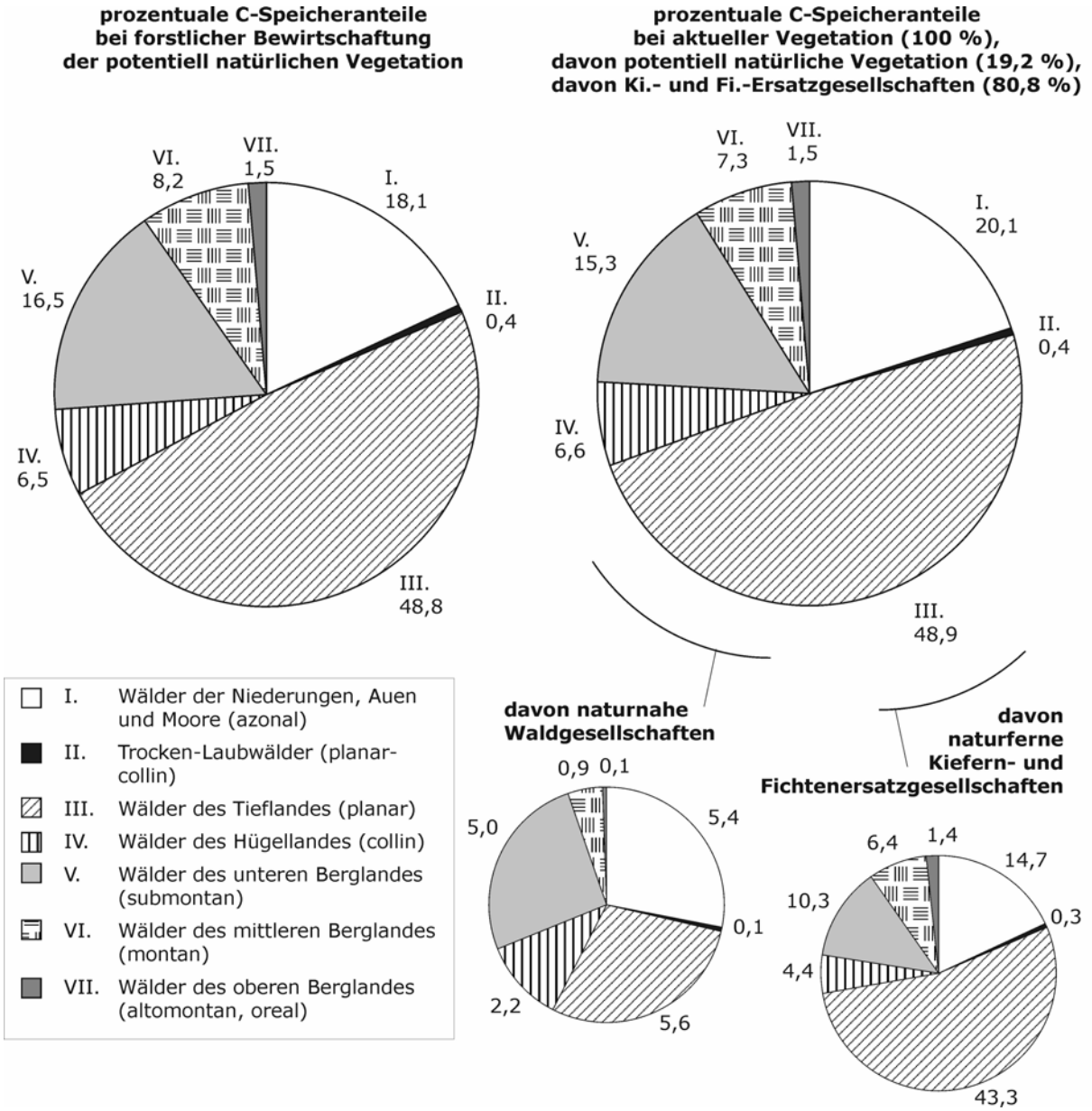


Abbildung 2: Vergleich potentieller und aktueller C-Speicheranteile der geographischen Hauptformen der Waldvegetation im Gebiet der Neuen Bundesländer

Tabelle 1: Potentielle und aktuelle organische pflanzliche C-Vorräte für die Waldfläche der Neuen Bundesländer

	Fläche	C-Vorrat bei potentiell-natürlicher Vegetation		C-Vorrat bei aktueller Vegetation		Verlust an Speicherfähigkeit infolge menschlicher Nutzung		
	[Mio. ha]	[t/ha]	[Mio. t]	[t/ha]	[Mio. t]	[t/ha]	[Mio. t]	[%]
Waldfläche insgesamt	2,98	227,9	678,5	207,8	618,7	20,1	59,8	8,8
Anteil der von Nadelbaumersatzgesellschaften bestockten Fläche an der Gesamtwaldfläche	2,52	221,3	559,0	197,7	499,2	23,6	59,6	10,7
Davon Anteil der Flächen mit >20 % Verlust an Speicherfähigkeit	0,69	218,3	150,3	165,4	113,9	53,0	36,4	24,2

In einem zweiten Schritt werden nun in **Abbildung 2** die für die Gesamtfläche kalkulierten Speicheranteile der potentiell-natürlichen Waldvegetationstypen mit den Speicheranteilen der auf ihren Standortsbereichen heute vorhandenen Bestockung verglichen. Diese ist gekennzeichnet durch den hohen Anteil von Nadelbaumersatzgesellschaften. Deutlich wird, dass insgesamt die forstliche Bewirtschaftung relativ wenig an der Speicherkapazität der Wälder geändert hat. Im Bereich der Niederungswälder ergeben sich nennenswerte Zugewinne, die aber zu Lasten der Stabilität gehen. Für die unteren und mittleren Berglagen werden Verluste deutlich.

Nach der weiter vorn erläuterten Kalkulationsgrundlage ergibt sich nach **Tabelle 1**, dass durch forstliche Bewirtschaftung für die Gesamtwaldfläche der Neuen Bundesländer flächengewogen ein Verlust an C-Speicherkapazität von im Mittel 20,1 t/ha bzw. 59,8 Mio. t oder 8,8 % insgesamt eingetreten ist (ANDERS 1995). Da für die gegenwärtige Bestockung ein Flächenanteil von 15 % naturnahe und wie potentiell-natürliche Vegetation kalkulierte Waldbestände ausgewiesen werden, liegt der Verlust an Speicherfähigkeit bezogen auf die von Nadelbaum-Ersatzgesellschaften bestockten Flächenanteile mit 23,6 t/ha oder 10.7 % etwas höher.[1]

Angesichts dieser Größenordnung ist zu fragen, ob Waldumbau mit dem Ziel der Speichervergrößerung für Kohlenstoff lohnend ist. Weiter führt eine detailliertere Analyse der potentiellen Speicherkapazitäten der geographischen Hauptformen der Waldvegetation. **Abbildung 3** weist maximale mittlere und minimale potentielle C-Vorräte aus, die sich innerhalb der geographischen Hauptformen aus den diese ausmachenden Waldökosystemkomplexen (Zusammenfassung ökologisch und auch hinsichtlich Speicherfähigkeit vergleichbarer Waldökosystemtypen) ergeben.

[1] Der Flächenanteil von 15 % naturnaher Laubbaum-Bestände steht in scheinbarem Widerspruch zu den offiziellen Baumartenanteilen des Auswertung- und Informationsdienstes für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (aid) e.V. von 1997/98, der von rd. 75 % Nadelbaum- und 25 % Laubbaumanteil ausgeht. Diese Angaben wurden dem Datenspeicher Waldfonds (DSW) entnommen, für den Forsteinrichtungsunterlagen hochgerechnet wurden. Dort wurden geringe Zehntelanteile von Laubbäumen im Nadelbaum-Grundbestand (z.B. Birke in Kiefernforsten) als Laubbaumanteile ausgewiesen. Unsere Kalkulation geht in solchen Fällen von Reinbeständen aus.

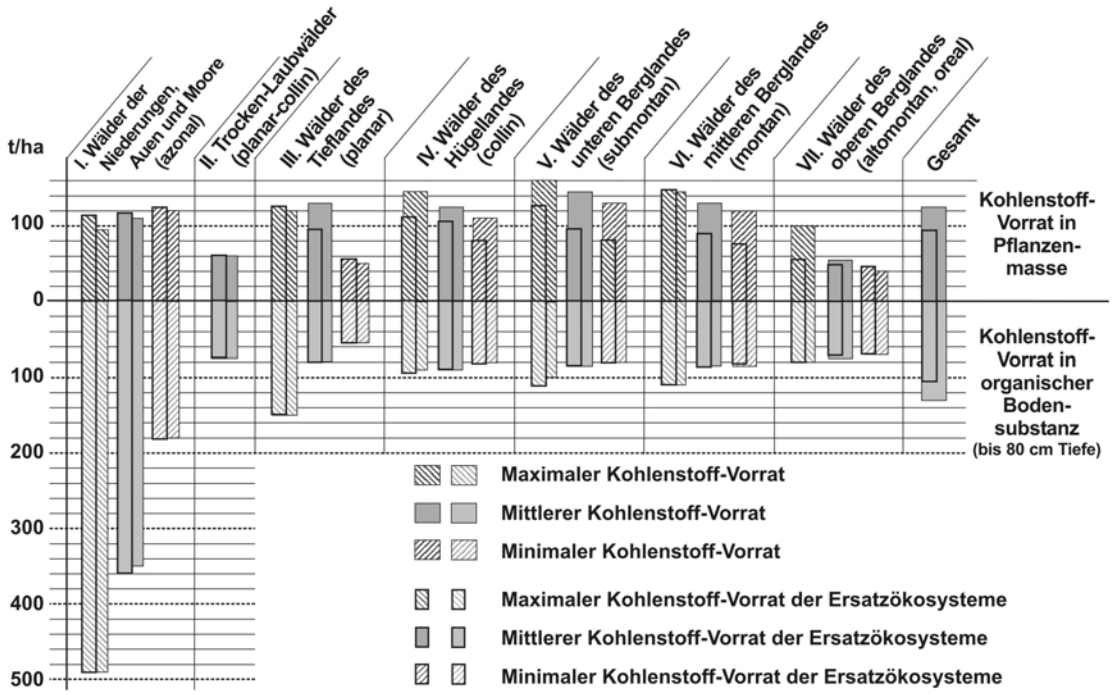


Abbildung 3: Maximale, mittlere und minimale Kohlenstoff-Vorräte [t/ha] der potentiell-natürlichen Waldökosystemkomplexe und der diese ersetzenden aktuellen Kiefern- und Fichtenforste

Diesen potentiellen C-Vorräten wird die Kohlenstoffbindung der sie ersetzenden Kiefern- bzw. Fichtenforste gegenüber gestellt. Erkennbar werden vor allem oberirdische Unterschiede. Bezüglich der unterirdischen Vorräte weisen vergleichsweise geringe Unterschiede auf vorhandene Wissenslücken. Hier werden von der nächsten Bodenzustandserhebung im Wald (BZE II) weiterführende und differenzierende Erkenntnisse erwartet.

Eine differenziertere Betrachtung der Speicherpotentiale der Waldflächen, auf denen die natürlichen Waldökosysteme durch Forstökosysteme ersetzt wurden, führt über den o. g. mittleren Speicherverlust von 23,6 t/ha oder 10,7 % hinaus. Werden nur Ersatzgesellschaften betrachtet, bei denen der Speicherverlust mehr als 20 % beträgt, so ergibt sich für eine Waldfläche von rund 0,7 Mio. ha ein durchschnittlicher Speicherverlust von 53 t/ha oder 24,2 %, das sind 36,4 Mio. t. (**Tabellen 1** und **2**) Dies bedeutet, dass auf knapp einem Viertel der Waldfläche der Neuen Bundesländer mehr als 60 % der Speicherverluste entstehen. Analysiert man noch weiter, so erkennt man, dass es vor allem die trophisch reichen bis kräftigen natürlichen Buchenwaldstandorte des Tieflandes und der Berglagen sind, auf denen heute Kiefern- bzw. Fichtenforsten stocken, in denen die Verluste entstehen. Die größere Speicherkapazität der Buchenwälder gegenüber den Fichten- und Kiefernforsten ergibt sich vor allem aus der höheren Trockensubstanzproduktion der Schattbaumart Buche. Die Rohdichte für Buche liegt bei 0,56, für Fichte bei 0,45 und für Kiefer bei 0,42 g/cm^3.

5.2.2.3 Kohlenstoffspeicherung in Abhängigkeit von der Umtriebszeit der Waldbestände

Für den Fall der Bewirtschaftung der Kiefern- bzw. der Fichtenforste im schlagweisen Hochwaldbetrieb ist die Stoffproduktion und damit C-Speicherung durch Verlängerung der Umtriebszeit auf der Basis von Ertragstafelangaben kalkulierbar. Nach **Tabelle 3** bewirkt eine Umtriebszeitverlängerung um 20 Jahre von 110 auf 130 Jahre im flächengewogenen Mittel der betrachteten Forstökosystemtypen eine Speichervergrößerung um 13,1 t/ha oder 6,6 %, das sind 33,1 Mio. t.

Tabelle 2: Vergleich der kalkulierten organischen Kohlenstoffvorräte ausgewählter natürlicher Waldökosystemkomplexe mit denen der Nadelbaum-Ersatzgesellschaften (Kiefern und Fichten) auf den heute mit diesen bestockten Teilen der Waldfläche der Neuen Bundesländer

Natürlicher Waldökosystemkomplex	**Flächenanteil v. Nadelbaum-Ersatzges. m. Speicherverlusten >20 %**	**kalkulierter C-Vorrat insgesamt****		**Verlust an Speicherfähigkeit**		
		potentiell-natürlicher Waldökosysteme	**Nadelbaum-Ersatzgesellsch.**			
	[ha]	**[Mio. t]**	**[Mio. t]**	**[Mio. t]**	**[t/ha]**	**[%]**
1	2	3	4	5	6	7
III. Wälder des Tieflandes (planar)						
– Bingelkraut-Buchenwälder i.K.m.* Waldmeister-Buchenwäldern	34210	8,4	6,1	2,3	68,5	27,8
– Waldmeister-Buchenwälder	52299	12,2	9,3	2,9	56,1	24,0
– Straußgras- u. Drahtschmielen-Eichenwälder	69374	12,3	9,5	2,8	40,0	22,5
gesamt	**155883**	**33,0**	**24,9**	**8,1**	**51,7**	**24,4**
V. Wälder des unteren Berglandes (submontan)						
– Bingelkraut- u. Waldmeister-Buchenwälder	15734	4,1	3,3	0,9	54,1	20,6
– Orchideen-Buchenwälder i.K.m. Bingelkraut-Buchenwäldern	18595	4,4	3,4	1,0	52,4	22,3
– Hainsimsen-(Traubeneichen-)Buchenwälder	218941	49,6	37,6	12,0	54,9	24,2
– Hainsimsen-(Traubeneichen-)Buchenwälder i.K.m. Hainsimsen-Tannen-Buchenwäldern	46250	10,2	7,6	2,6	56,1	25,4
– Hainsimsen-(Tannen-)Buchenwälder i.K.m. Blaubeer-Kiefern-Tannenwäldern	20860	4,4	3,3	1,1	51,9	24,6
gesamt	**320380**	**72,7**	**55,2**	**17,5**	**54,7**	**24,1**
VI. Wälder des mittleren Berglandes (montan)						
– Hainsimsen-Buchenwälder	74828	16,9	11,8	5,1	67,9	30,1
– Blaubeer- und Wollreitgras-Fichten-Tannen-Buchenwälder	118515	24,3	19,4	4,9	41,2	20,1
gesamt	**193343**	**41,2**	**31,2**	**10,0**	**51,6**	**24,2**
VII. Wälder des oberen Berglandes (altomontan, oreal)						
– Blaubeer-(Ebereschen-)Buchenwälder und Wollreitgras-Fichten-Buchenwälder	**18983**	**3,4**	**2,6**	**0,8**	**44,1**	**24,6**
Flächensumme des Nadelbaum-Ersatzgesellschaften mit Speicherverlust > 20 %	**688589**	**150,3**	**113,9**	**36,4**	**52,8**	**24,2**
Flächensumme der Nadelbaum-Ersatzgesellschaften insgesamt	**2525610**	**559,0**	**499,2**	**59,8**	**23,7**	**10,7**

* i.K.m.: im Komplex mit; ** C-Vorrat insgesamt: mittlere organische C-Vorräte aus Pflanzen- und Humusmasse

Tabelle 3: Vergleich der kalkulierten Kohlenstoffvorräte von im schlagweisen Hochwald bewirtschafteten Nadelbaum-Ersatzgesellschaften (Kiefer und Fichte) bei unterschiedlichen Umtriebszeiten auf der Waldfläche der Neuen Bundesländer

Natürlicher Waldökosystemkomplex	kalkulierter C-Vorrat insgesamt Ersatzgesellschaften mit Umtriebszeit von		C-Vorratsänderung bei Verlängerung der Umtriebszeiten		
	110 Jahren **[Mio-t]**	130 Jahren **[Mio-t]**	**[Mio-t]**	**[t/ha]**	**[%]**
1	2	3	4	5	6
I. Wälder der Niederungen, Auen und Moore (azonal)					
Erlen- und Erlen-Eschenwälder	62,7	64,2	1,5	14,0	102,3
Erlen-Eschenwälder i.K.m. Stieleichen-Hainbuchenwälder	16,6	17,4	0,7	13,7	104,5
Bruchweiden-Erlenwälder i.K.m. Erlen-Eschenwäldern und Stieleichen-Hainbuchenwäldern	5,5	5,7	0,20	16,3	103,6
Feldulmen-Eschen-Stieleichenwälder und Stieleichen-Eschenwälder	6,0	6,3	0,3	14,1	104,6
gesamt	**90,8**	**93,5**	**2,7**	**14,0**	**102,9**
II. Trocken-Laubwälder (planar-collin)					
Eichen-Trockenwälder	**1,6**	**1,7**	**0,10**	**8,5**	**106,4**
III. Wälder des Tieflandes (planar)					
Bingelkraut-Buchenwälder i.K.m. Waldmeister-Buchenwäldern	6,1	6,7	0,6	16,6	109,4
Waldmeister-Buchenwälder	9,3	10,1	0,8	15,0	108,4
Schattenblumen- und Drahtschmielen-Buchenwälder	17,0	18,1	1,1	12,2	106,6
Schattenblumen- und Drahtschmielen-Buchenwälder i.K.m. Straußgras-Traubeneichen-Buchenwäldern	25,1	26,6	1,6	11,4	106,2
Schattenblumen-Buchenwälder	30,3	32,3	2,0	11,5	106,6
Blaubeer-Kiefern-Buchenwälder i.K.m. Schattenblumen-Buchenwäldern	15,9	16,9	1,0	9,3	106,4
Pfeifengras-Stieleichen-Buchenwälder i.K.m. Pfeifengras-Moorbirken-Stieleichenwälder	22,0	23,3	1,2	15,4	105,6
Straußgras- und Drahtschmielen-Eichenwälder	9,5	10,1	0,6	8,0	105,8
Pfeifengras-Moorbirken-Stieleichenwälder	58,0	61,4	3,3	15,4	105,7
Winterlinden-Hainbuchenwälder	8,4	9,0	0,6	12,7	107,1
Waldreitgras- und Blaubeer-Kiefern-Traubeneichenwälder	45,8	48,7	2,9	9,2	106,4
Zwergstrauch- und Flechten-Kiefernwälder i.K.m. (Kiefern-) Eichenwäldern	20,5	21,7	1,3	6,7	106,2
gesamt	**267,9**	**284,9**	**17,0**	**11,2**	**106,3**
IV. Wälder des Hügellandes (collin)					
Traubeneichen-Winterlinden-Hainbuchenwälder	1,9	2,1	0,1	14,5	107,2
Stieleichen-Winterlinden-(Buchen-) Hainbuchenwälder	9,9	10,6	0,7	13,7	106,9
Hainbuchen-Buchenwälder	11,4	12,4	0,9	16,0	108,0
Hainsimsen- und Blaubeer-Traubeneichen-Buchenwälder i.K.m. Hainsimsen-Traubeneichenwäldern	3,8	4,1	0,3	12,0	107,5
gesamt	**27,1**	**29,2**	**2,0**	**14,4**	**107,5**
V. Wälder des unteren Berglandes (submontan)					
Bingelkraut- und Waldmeister-Buchenwälder	3,3	3,6	0,3	20,1	109,6
Orchideen-Buchenwälder i.K.m. Bingelkraut-Buchenwäldern	3,4	3,6	0,2	13,2	107,3
Hainsimsen- (Traubeneichen-)Buchenwälder	37,6	40,9	3,3	15,2	108,8
Hainsimsen- (Traubeneichen-)Buchenwälder i.K.m. Hainsimsen-Tannen-Buchenwäldern	7,6	8,4	0,8	17,7	110,7
Hainsimsen- (Traubeneichen-)Buchenwälder i.K.m. Pfeifengras-Birken-Stieleichenwäldern	8,3	8,9	0,6	15,5	106,7
Hainsimsen- (Tannen-)Buchenwälder i.K.m. Blaubeer-Kiefern-Tannenwäldern	3,3	3,7	0,4	19,3	112,1
gesamt	**63,5**	**69,2**	**5,7**	**15,9**	**108,9**
VI. Wälder des mittleren Berglandes (montan)					
Zahnwurz- und Waldgersten-Buchenwälder	3,2	3,5	0,3	22,0	110,2
Zahnwurz-Tannen-Buchenwälder i.K.m. Hainsimsen-Tannen-Buchenwäldern	1,2	1,4	0,1	22,3	110,7
Hainsimsen-Buchenwälder	11,8	13,3	1,4	19,3	112,2
Hainsimsen-(Tannen-)Buchenwälder i.K.m. Pfeifengras-(Fichten-) Stieleichenwäldern	3,9	4,3	0,4	21,8	110,1
Blaubeer- und Wollreitgras-Fichten-Tannen-Buchenwälder	19,4	21,7	2,3	19,5	111,9
gesamt	**39,4**	**44,0**	**4,6**	**19,9**	**111,7**
VII. Wälder des oberen Berglandes (altomontan, oreal)					
Blaubeer-(Ebereschen-)Buchenwälder und Wollreitgras-Fichten-Buchenwälder	2,6	2,9	0,3	16,5	112,2
Wollreitgras- und Blaubeer--Fichtenwälder i.K.m. Buchen-Fichtenwäldern	6,2	7,0	0,7	13,5	111,7
gesamt	**8,8**	**9,9**	**1,0**	**14,3**	**111,9**
gesamt	**499,2**	**532,3**	**33,1**	**13,1**	**106,6**

i.K.m.: im Komplex mit; C-Vorrat insgesamt: mittlere organische C-Vorräte aus Pflanzen- und Humusmasse

Im Vergleich mit der kalkulierten Umtriebszeit von 110 Jahren ergäben sich also auch ohne Waldumbau für die trophisch reicheren bis kräftigen potentiellen Buchenstandorte des Tieflandes und der Berglagen mit Speichervergrößerungen um 9 bis 12 % auf begrenzter Fläche höhere Speichervolumina. Diese würden aber nicht das ausgleichen, was durch Waldumbau zu Mischbeständen oder Buchenwäldern möglich wäre. Insbesondere die unterirdische C-Speicherung ist in Buchen-Nadelbaum-Mischwäldern und Buchenwäldern höher. Nach HORNSCHUCH (in ANDERS *et al.* 2003) liegt z.B. auf einer Podsol-Braunerde der Trophiestufe M2 im Bodenblock 0-60 cm der Vorrat an Kiefern-Feinwurzeln in einem 88jährigen Kiefern-Reinbestand[2] bei 1,09 t/ha. Ein benachbarter, standortsgleicher Kiefern-Buchen-Mischbestand (Kiefer 118 Jahre, Buche 57 Jahre)[3] weist dagegen 0,86 t/ha Kiefern- und 2,19 t/ha Buchen-Feinwurzeln auf. Der Feinwurzelvorrat ist also fast dreimal höher als im Kiefern-Reinbestand. Für einen standörtlich vergleichbaren, aus einem Kiefern-Buchen-Mischbestand hervorgegangenen Buchen-Reinbestand (105 Jahre)[4] wurde eine Feinwurzelmenge von 2,67 t/ha ermittelt.

5.3 Diskussion

Im Prozess Kyoto – Bonn – Marrakesch wurde Einigung über die Anrechenbarkeit von Management-Leistungen für vorhandene Wälder erreicht. Die Obergrenze für Deutschland für den Zeitraum 2008 bis 2012 liegt bei jährlich 1,24 Mio. t Kohlenstoff. Die Differenz zwischen jährlichem Zuwachs und jährlichem Einschlag beläuft sich in Deutschland auf etwa 9 Mio. t Kohlenstoff (THOROE 2003). Diese gegenwärtige permanente Speichervergrößerung wird aber nicht als Senkeneffekt angerechnet, da sie gleichsam "von selbst" im Rahmen der ordnungsgemäßen Forstwirtschaft entsteht. Anders verhält es sich mit dem gezielten Waldumbau. Wir weisen nach, dass auf einer Waldfläche von 0,7 Mio. ha durch Waldumbau eine Speichervergrößerung um 36,3 Mio. t C möglich ist. Bei Zugrundelegung einer dafür erforderlichen Zeitspanne von 100 Jahren bedeutet dies durchschnittlich 0,364 Mio. t pro Jahr, das sind 30 % der Menge, die Deutschland im Zeitraum 2008 bis 2012 als Senkenleistung in Ansatz bringen darf. Unter der Annahme, dass sich für die Waldfläche der alten Bundesländer mit ihren hohen Anteilen potentieller Buchenwälder in den Bergregionen der Mittelgebirge und Alpen ähnliche Speichervergrößerungen realisieren lassen, ergibt sich bei Fortdauer der z. Z. anrechenbaren Senkenleistungen, dass Deutschland über 100 Jahre seine veräußerbaren Reduktionsgutschriften über Waldumbau realisieren könnte.

Insgesamt gilt, dass Speichervergrößerungen durch Waldumbau nicht auf der gesamten Waldfläche, sondern nur dort sinnvoll sind, wo erhebliche Differenzen zwischen aktuellem und potentiellem Speichervolumen bestehen. Im Sinne einer maximalen C-Bindung und -Speicherung ist es sinnvoller, Flussauen und Niederungen wieder zu bewalden, statt auf landwirtschaftlichen Grenzertragsböden Waldökosysteme zu etablieren, die in ihrer Fähigkeit, C zu speichern, am unteren Ende einer diesbezüglichen Skala stehen. MÜLLER-USING (2002) regt an, dass über Handel mit Emissionszertifikaten nicht nur zwischen Staaten, sondern auch auf binnenstaatlicher Ebene nachgedacht werden sollte. Es ist uns bewusst, dass Länder- und Eigentumsinteressen solche Überlegungen gegenwärtig als wenig sinnvoll erscheinen lassen. Fortschritte im Sinne einer ressourcenoptimierten Waldbewirtschaftung werden nur erreicht, wenn es gelingt,

---

[2] HG_{100}=29,8; B^o=1,02

[3] HG_{100Ki}=28,2;B^o_{Ki}=0,96; HG_{100Bu}=34,4; B^o_{Bu}=0,52

[4] HG_{100}=32,9; B^o=1,04

umweltrelevante Leistungen der Wälder ökonomisch zu bewerten und zu vergüten.

Die mit dem Waldumbau zu erzielenden Effekte müssen weiter quantifiziert werden. Dazu sind Forschungsvorhaben im Rahmen des BMBF-Förderschwerpunkts "Zukunftsorientierte Waldwirtschaft" gelaufen, die in nächster Zeit noch integrierend in ihrer Bedeutung für ganz Deutschland ausgewertet werden sollen. Ein erheblicher Erkenntnisfortschritt wird auch von der für den Zeitraum 2006 bis 2008 geplanten zweiten bundesweiten Bodenzustandserhebung im Wald (BZE II) erwartet. Schließlich ist anzumahnen, auch vorliegende Forschungsergebnisse der Vergangenheit gleichberechtigt in die Bilanzierungen einzubeziehen; die Erfassung der organischen Bodenkomponente gehört seit Jahrzehnten zum Standardprogramm bodenkundlicher Erhebungen. Nutzbar können diese Daten dann gemacht werden, wenn es gelingt, den Untersuchungsbeständen eine ökologische Koordinate zuzuweisen, bzw. zu bestimmen, welchem Wald- oder Forstökosystemtyp sie zuzuordnen sind. Für die neuen Bundesländer sind die entsprechenden Angaben verfügbar (HOFMANN & ANDERS 1996; HOFMANN *et al.* 2000).

Die vorgenommene Kalkulation, basierend auf Mittelwerten, die in gewählten Zeitspannen erreichbar sind, ist eine Modellvorstellung von einem den Naturkräften entsprechenden Speicherpotential. Dieses ist die Grundlage und Zielstellung für die Waldbewirtschaftung. Die Schaffung naturnaher Wälder steht in Übereinstimmung mit der offiziellen Forstpolitik in allen deutschen Ländern. Wir wissen, dass die Realisierung dieser Zielstellung höheren Aufwand erfordert. Sie setzt voraus, dass die ordnungspolitischen Rahmenbedingungen so gestaltet werden, dass nicht eine zunehmende Zahl von Verbändevereinbarungen die Kräfte splittet, sondern angesichts des langen Zeithorizonts kompetente Forstverwaltungen eine Bündelung der als richtig erkannten Maßnahmen durchsetzen.

5.4 Literatur

ANDERS S. (1995): Waldökosysteme als Quellen und Senken für Kohlenstoff. Klimawirkungsforschung im Geschäftsbereich des BML, Reihe A, Schriftenreihe des Bundesministeriums für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten 442:35-42, ISBN 3-7843-0442-7

ANDERS S., BECK W., BOLTE A., HOFMANN G., JENSSEN M., KRAKAU U., MÜLLER J. (2002): Ökologie und Vegetation der Wälder Nordostdeutschlands. Oberwinter : Verlag Dr. Kessel, 283 S., ISBN: 3-935638-14-0, www.forstbuch.de

ANDERS S., BECK W., HORNSCHUCH F., MÜLLER J., STEINER A. (2003): Untersuchungen zur Ökologie von Kiefern-Buchen-Mischbeständen im nordostdeutschen Tiefland und Ableitung von Empfehlungen zur Durchführung des Buchen-Unterbaus in Kiefern-Reinbeständen. Abschlussbericht Teil A des BMBF-Verbundvorhabens "Ökologische Voraussetzungen und Wirkungen des Waldumbaus im nordostdeutschen Tiefland". 226 S.

BOHN U. *et al.* (2001): Karte der natürlichen Vegetation Europas. Blatt 5: Mitteleuropa. Bonn : Bundesamt für Naturschutz

HOFMANN G. (1985): Die potentiell-natürliche Nettoprimärproduktion an oberirdischer Pflanzentrockenmasse. Beitr. Forstwirt. 19:110-116

HOFMANN G., ANDERS S. (1996): Waldökosysteme als Quellen und Senken für Kohlenstoff – Fallstudie ostdeutsche Länder. Beiträge Forstwirt. u. Landsch.ökol. 30:9-16

HOFMANN G., ANDERS S., MATTHES B. (2000): Das potentiell-natürliche und derzeitige Waldbild in den ostdeutschen Ländern. Hamburg : BFH, 93

S., Mitt. Bundesforsch.anstalt Forst- u. Holzwirtsch 196.

HOFMANN G., JENSSEN M., ANDERS S. (2002): Kohlenstoffpotenziale mitteleuropäischer Wälder. AFZ/Der Wald 12:605-607

MÜLLER-USING B. (2002): Wegmarken und Unzulänglichkeiten in der CO_2-Minderungspolitik und die Rolle der Forstwirtschaft in diesem Prozess – von Kyoto bis Marrakesch. Forst und Holz 57:411-416

THOROE C. (2003): Senkeneffekte der Forst- und Holzwirtschaft unzureichend honoriert? Forst und Holz 58:55-58

Adressen der Autoren:

Siegfried Anders
Bundesforschungsanstalt für Forst- und Holzwirtschaft
Institut für Forstökologie und Walderfassung
Alfred-Möller-Str. 1
D-16225 Eberswalde
E-Mail: s.anders@holz.uni-hamburg.de

Ulf Pommer
Bundesforschungsanstalt für Forst- und Holzwirtschaft
Institut für Forstökologie und Walderfassung
Alfred-Möller-Str. 1
D-16225 Eberswalde

6 Kohlenstoffspeicherung in Holzprodukten – Vorschläge zur Anrechnung auf die nationalen Reduktionsverpflichtungen

Matthias Dieter

6.1 Einleitung

Die Wälder der Erde besitzen für die Stabilität des Weltklimas eine wichtige Funktion. Sie entnehmen im Zuge ihres Wachstumsprozesses der Atmosphäre Kohlenstoff und speichern ihn langfristig in der Biomasse. Gegenwärtig sind im Wald weltweit über 1.100 Gt Kohlenstoff gespeichert. Erst wenn sich Wälder im Klimaxstadium befinden, halten sich Kohlenstoffaufnahme durch Wachstum und Kohlenstoffreisetzung durch Zersetzung etwa die Waage. Wirtschaftswälder sind in der Regel vom Klimaxstadium mehr oder weniger weit entfernt. Ihre Nettokohlenstoffaufnahme, das ist die Kohlenstoffaufnahme durch Photosynthese abzüglich der Atmungs- und Zersetzungsverluste ist größer als Null. Allerdings wird in einem nachhaltig bewirtschafteten Wald jährlich so viel Holz geerntet wie nachwächst. Würde das gesamte geerntete Holz z.B. sofort verbrannt werden, wäre die Kohlenstoffbilanz für einen Wirtschaftswald ebenfalls, wie in einem Urwald, ausgeglichen. Insbesondere in Industrieländern wird jedoch nur ein Bruchteil des geernteten Holzes energetisch und der Großteil stofflich verwendet. In diesem Fall wird der Speichereffekt quasi vom Wald auf das Produkt übertragen und damit zeitlich verlängert. Für die Beurteilung der Klimawirkung von Wäldern ist es daher wichtig, auch die nachgelagerte Holzverwendung mit zu betrachten. Dieses Vorhaben wirft in erster Linie Fragen nach einem geeigneten Monitoring der Holzverwendung auf. Mit dieser Frage soll sich dieser Vortrag beschäftigen. Dabei liegt das Augenmerk weniger auf den Substitutionseffekten, über die in einem eigenen Vortrag bereits vorgetragen wurde, sondern in erster Linie auf den Speichereffekten.

Bei der Diskussion um Senken sind grundsätzlich zwei Aspekte zu unterscheiden: Die Wirkung einer Senke und deren Anrechnung. Im Falle der Holzprodukte äußert sich der Substitutionseffekt in einem verringerten Verbrauch fossiler Rohstoffe, was sich wiederum in geringeren Emissionswerten in den jeweiligen anderen Sektoren (z.B. Herstellung von Energie, Stahl, Kunststoffen) niederschlägt. Im Rahmen einer gesamtwirtschaftlichen Betrachtung würde eine explizite Berücksichtigung des Substitutionspotentials im Sektor Forst- und Holzwirtschaft daher zu einer Doppelzählung führen. Der Speichereffekt als Hinausschieben der Freisetzung erscheint hingegen in keinem anderen Sektor. Über die Möglichkeiten und Vorschläge einer Anrechnung dieses Speichereffektes auf die nationalen Reduktionsverpflichtungen wird nun im folgenden berichtet.

6.2 Die Einbindung von Holzprodukten in die internationale Klimapolitik

Die Klimarahmenkonvention und insbesondere das Kyoto-Protokoll nehmen an verschiedenen Stellen Bezug zu Holzprodukten.

<u>Erstellung von Treibhausgasinventaren</u>

Artikel 4, Abs. 1 (a) der Klimarahmenkonvention fordert die Mitgliedsstaaten auf, nationale Inventare ihrer Treibhausgasemissionen und -einbindungen nach Quellen und Senken zu entwickeln, fortzuschreiben und zu veröffentlichen.

Erfassung von Kohlenstoffspeichern

Artikel 3, Absatz 4 des Kyoto-Protokolls fordert die Annex-I-Staaten auf, die Höhe der Kohlenstoffspeicher im Jahr 1990 zu ermitteln und deren Veränderung in den Folgejahren zu verfolgen.

Schutz von Senken

Artikel 2, Absatz 1 (a) des Kyoto-Protokolls fordert die Annex-I-Staaten auf, Regelungen und Maßnahmen zu ergreifen bzw. weiterzuentwickeln, die der Erhöhung der Einbindung von Treibhausgasen und dem Schutz der Speicher dienen.

Mögliche Anrechnung von Maßnahmen auf die Reduktionsverpflichtung

Artikel 3, Absatz 4 des Kyoto-Protokolls fordert die Vertragsstaatenkonferenz auf, über Regelungen und Richtlinien zu entscheiden, inwieweit zusätzliche Maßnahmen die zugewiesenen Emissionsobergrenzen noch erhöhen können, die u. a. z.B. zur Forstwirtschaft zu zählen sind.

6.3 Vorschläge zur Erfassung der Kohlenstoffspeicherung in Holzprodukten

Die konkretesten Vorgaben in Bezug auf die Behandlung der Holzprodukte bestehen für die Berichterstattung (Punkte 1 und 2). Maßgeblich hierfür ist nach wie vor die Richtlinie des IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change) in der Fassung von 1996 (Revised 1996 Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories)[1].

IPCC Default Approach

Nach dieser Richtlinie wird die Speicherung von Kohlenstoff in Holz nur im stehenden Vorrat im Wald berücksichtigt. Für eingeschlagenes Holz wird unterstellt, dass der Einschlag bzw. eine dem Einschlag gleiche Menge im selben Jahr in dem Land, in dem das Holz eingeschlagen wurde, wieder zersetzt wird. Diese Annahme vernachlässigt, dass Holz international gehandelt wird und dass der Bestand an langlebigen Holzprodukten sich über die Jahre hinweg verändert. Eine wesentliche Folgerung des IPCC Default Approach ist, dass Emissionen aus der Verbrennung von Holz nicht explizit im Energiesektor gebucht werden dürfen, da sie bereits über den Einschlag, der als Quelle angesehen wird, erfasst werden. Das bedeutet, dass Importeure von Holz und Holzprodukten voll vom Substitutionseffekt profitieren, wenn die Holzprodukte in letzter Verwendung zur Energiegewinnung eingesetzt werden.

Die Annahme konstanter Holzproduktspeicher kann vor allem vor dem Hintergrund steigenden Holzverbrauchs weltweit nur eine grobe Annäherung an die Realität sein. Aus diesem Grund wurden 1998, allerdings ohne formalen Auftrag des IPCC, drei Verfahren zur Berücksichtigung der Speicherung von Kohlenstoff in Holzprodukten auf einer Tagung in Dakar im Senegal zur Diskussion gestellt. Nachfolgend werden diese drei Verfahren kurz beschrieben und um einen Vorschlag der BFH ergänzt. Alle Verfahren beschränken sich aus Gründen der Datenverfügbarkeit auf die Speicherung von Kohlenstoff in Rohholz sowie in Halbwaren aus Holz. Auf eine Einbeziehung der Endprodukte aus Holz und auf Basis Holz muss verzichtet werden. Je nach Vorzeichen des Außenhandelssaldos kann dies zu einer Unter- oder Überschätzung der Emissionen in dem betrachteten Land führen.

[1] Für den Bereich Landnutzung, Landnutzungsänderung und Forstwirtschaft wird derzeit an einer Weiterentwicklung der Richtlinie gearbeitet (IPCC Good Practice Guidance for Land Use, Land Use Change and Forestry).

Stock Change Approach

Die im Stock Change Approach verwirklichte Idee besteht darin, den im forstlichen Vorrat und den in langlebigen Holzprodukten gebundenen Kohlenstoff jeweils als eigene Senke explizit zu erfassen. Der gesamte Einschlag wird deshalb unmittelbar als Quelle betrachtet. Er wird dem Land zugerechnet, in dem das Holz gewachsen ist. Neben dem Kohlenstoffspeicher Wald wird beim Stock Change Approach ein Kohlenstoffspeicher Holzprodukte eingeführt. Dessen Nettosenke ist die Differenz zwischen dem Zugang und dem Abgang an Holzprodukten.

Ein Nachteil des Stock Change Approach ist, dass im Holzproduktspeicher nur langlebige Holzprodukte betrachtet werden (NABUURS & SIKKEMA, 2001). Als Definition von Langlebigkeit wird eine Produktlebensdauer von mindestens fünf Jahren vorgeschlagen. Da die Emissionen aus der Holznutzung an den Einschlag gebunden sind und im Holzproduktspeicher nur langlebige Produkte berücksichtigt werden, werden Emissionen aus der Verbrennung oder Zersetzung kurzlebiger Produkte nur dann dem Land zugerechnet, in dem sie entstehen, wenn die Produkte aus Holz hergestellt wurden, das auch im Land gewachsen ist. Werden Brennholz, Hackschnitzel oder andere kurzlebige Produkte aus dem Land, in dem das Holz gewachsen ist, exportiert, bleiben die Emissionen dem Erzeugerland angerechnet. Es werden also die Emissionen aus den importierten Produkten nicht generell dort erfasst, wo sie entstehen.

Der Stock Change Approach mit der Idee zweier getrennter Speicher ist ein gedanklich gut nachvollziehbarer Ansatz. Gegenüber der IPCC default Methode ermöglicht er eine deutlich realitätsnähere Abbildung der Quellen und Senken im Forstbereich. Der Stock Change Approach wird von mehreren Staaten, unter anderem den meisten Mitgliedsländern der EU, favorisiert. Er entspricht auch der Forderung in Artikel 3, Absatz 4 des Kyoto-Protokolls, die Höhe der Kohlenstoffspeicher zu ermitteln und deren Veränderung zu verfolgen. Mit einer erweiterten Berichterstattung über Quellen und Senken im Bereich Forstwirtschaft und Holzprodukte nach dem Stock Change Approach werden jedoch die Emissionen aus Importen nicht korrekt erfasst; der Ansatz wirkt sich einseitig positiv für Nettoimporteure von Holz und Halbwaren aus Holz aus.

Atmospheric Flow oder (Flow) Consumption Approach

Mit dem Atmospheric Flow Approach wird versucht, den Ort sowie die Zeit der Einbindung und Freisetzung von Kohlenstoff zu erfassen. Die einzige Senke als möglicher Ort für den Vorgang, Kohlendioxid der Atmosphäre zu entnehmen, ist der Wald. Die Speicherung von Kohlenstoff in Holz wird jeweils dem Land gutgeschrieben, in dem das Holz gewachsen ist. Diese Zurechnung ist unabhängig davon, in welchem Land der Kohlenstoff später langfristig in Holzprodukten gebunden bleibt. Auf der Seite der Quellen wird entsprechend jeweils das Land belastet, in dem die Freisetzung stattfindet, also das Kohlendioxid wieder in die Atmosphäre freigegeben wird. Diese Differenzierung nach dem Ort der Einbindung und dem der Freisetzung bedingt, dass auch der Außenhandel mit Rohholz und Holzhalbwaren in die Betrachtung mit einbezogen werden muss.

Der Atmospheric Flow Approach ist ein methodisch konsistenter Ansatz, der theoretisch für die Erfassung aller Quellen in den entsprechenden Ländern und Jahren offen ist. Er setzt allerdings eine konsistente Abbildung des Materialflusses in einem Land vom Rohholz zu den Halbwaren voraus. Das bedeutet, dass für den gesamten Produktionsprozess sowie für den Verbrauch die Anteile an Holzabfall ermittelt werden müssen, die verbrannt oder deponiert werden. Ein wichtiger Bestandteil dieses Materialflusses sind die Recyclingströme. Ohne deren Kenntnis ist im Bereich

Rohholz und Halbwaren eine konsistente Betrachtung der Kohlenstoffströme nicht möglich. Anhand der verfügbaren statistischen Daten lässt sich der Materialfluss in der Forst- und Holzwirtschaft nicht lückenlos und widerspruchsfrei aufzeichnen. Der Atmospheric Flow Approach würde daher zahlreiche Setzungen erfordern, was als Nachteil dieser Methode anzusehen ist.

(Flow) Production Approach

Der Production Approach ist dem Atmospheric Flow Approach im Hinblick auf die erforderliche Konsistenz des Materialflusses, die differenzierte Ausweisung der Quellen sowie die Abbildung der zeitlichen Komponente der Kohlenstofffreisetzung ähnlich. Der wesentliche Unterschied zwischen den beiden Methoden besteht jedoch darin, dass beim Production Approach die Frage des "Wo" der Freisetzung nicht berücksichtigt wird. Es wird jedes Land mit den Emissionen belastet, die aus der – sofortigen oder verzögerten – Zersetzung der Holzprodukte entstehen, die aus dem in dem Land gewachsenen Holz hergestellt wurden. Der Handel mit Rohholz und Holzhalbwaren darf daher bei dieser Methode nicht berücksichtigt werden. Der Production Approach "bestraft" damit den Einschlag von Holz insbesondere dann, wenn es nicht im eigenen Land verwendet sondern exportiert wird. Er wirkt sich daher insbesondere auf Nettoexporteure von Rohholz negativ aus.

Der Production Approach erfordert für jedes Land Daten zur Verwendung des exportierten Holzes in den jeweiligen Bestimmungsländern und zu den Produktlebensdauern der Holzprodukte dort. Diese Daten können in aller Regel von den exportierenden Ländern nicht erhoben werden. Der Production Approach wird daher von der Mehrzahl der Mitgliedsstaaten als möglicher Ansatz abgelehnt.

Stock Change/Trade Approach (Vorschlag der BFH)

Der Vorschlag der BFH (POKER *et al.*, 2002) ist ein Versuch, die beiden Verfahren Atmospheric Flow und Stock Change zu kombinieren und auf diesem Weg die Nachteile der beiden Ansätze, zu detaillierte Quellengliederung und Inkonsistenzen durch Ausblenden der Recyclingströme sowie teilweise nicht den Verursacher belastende Erfassung der Emissionen, zu vermeiden. Der Stock Change/Trade Approach ist, wie der Name bereits verrät, dem Stock Change Approach sehr ähnlich. Anders als bei diesem wird beim Stock Change/Trade Approach jedoch der gesamte Außenhandel mit berücksichtigt. Damit ist sichergestellt, dass alle Emissionen aus der Zersetzung kurzlebiger Produkte in dem Land, in dem sie entstehen, erfasst werden.

Die einzige explizite Senke für Kohlenstoff ist der (Brutto-)Vorratsaufbau im Wald. Wie beim Atmospheric Flow Approach wird damit auch bei diesem Vorschlag allein das sich im Wachstumsprozess vollziehende Einbinden von Kohlenstoff in Holz als Senke betrachtet. Die Senkengutschrift erhält somit stets das Land, in dem das Holz gewachsen ist. Die Menge des im Wald verbleibenden Kohlenstoffes wird von der Höhe des Einschlages bestimmt. Der Einschlag wird allerdings nicht als Quelle betrachtet. Zusammen mit dem Nettoimport sowie dem Inlandsaufkommen an Recyclingmaterial bildet er die gesamte, einem Land in einem Jahr zur Weiterverarbeitung, Deponierung oder Verbrennung zur Verfügung stehende Menge an Holz und Holzfasern.

Zur Berechnung der Quelle von Kohlenstoff aus der Forst- und Holzwirtschaft eines bestimmten Jahres muss aus diesem Pool diejenige Menge an Holz und Holzfasern abgeschätzt werden, die dem Bestand langlebiger Produkte aus Basis Holz zufließt und damit zu einer zeitlichen Verzögerung des Quelleneffektes führt. Die nicht in langlebigen Produkten gespeicherte Menge an Holz und Holzfasern wird zu

kurzlebigen Produkten verarbeitet und damit kurzfristig deponiert oder unmittelbar einer energetischen Nutzung zugeführt. Diese mit der Zersetzung auf Deponien oder der Verbrennung verbundenen Freisetzung von Kohlenstoff bildet die Quelle eines Landes. Sie wird stets in dem Land erfasst, in dem die Freisetzung stattfindet. Einschlag, Nettoimport sowie Recyclingaufkommen können zusammen, je nach Außenhandelssaldo und Recyclingquote, die Senke eines Landes, in der Menge betrachtet, übertreffen.

Übersicht 1: Ansätze zur Berücksichtigung der Kohlenstoffspeicherung in Holzprodukten, berechnet am Beispiel der Bundesrepublik Deutschland im Jahr 1991

IPCC Default Approach		
Netto-Kohlenstoffaufnahme im Wald	21,7	Mio. t C
./. Emissionen aus der Zersetzung von Schlagabraum	4,4	Mio. t C
./. Einschlag	8,6	Mio. t C
= Nettosenke	**8,7**	**Mio. t C**
Stock Change Approach		
Netto-Kohlenstoffaufnahme im Wald	21,7	Mio. t C
./. Emissionen aus der Zersetzung von Schlagabraum	4,4	Mio. t C
./. Einschlag	8,6	Mio. t C
+ Zugang zum Bestand langlebiger Holzprodukte	8,4	Mio. t C
./. Abgang aus dem Bestand langlebiger Holzprodukte	5,5	Mio. t C
= Nettosenke	**11,6**	**Mio. t C**
Atmospheric Flow Approach		
Netto-Kohlenstoffaufnahme im Wald	21,7	Mio. t C
./. Emissionen aus der Zersetzung von Schlagabraum	4,4	Mio. t C
./. Brennholzverbrauch	0,5	Mio. t C
./. Verbrauch kurzlebiger Holzprodukte	4,0	Mio. t C
./. Produktionsabfall	0,8	Mio. t C
./. Abgang aus dem Bestand langlebiger Holzprodukte	5,5	Mio. t C
= Nettosenke	**6,5**	**Mio. t C**
Stock Change/Trade Approach		
Netto-Kohlenstoffaufnahme im Wald	21,7	Mio. t C
./. Emissionen aus der Zersetzung von Schlagabraum	4,4	Mio. t C
./. Einschlag	8,6	Mio. t C
./. Nettoimport	2,1	Mio. t C
./. Abgang aus dem Bestand langlebiger Holzprodukte	5,5	Mio. t C
+ Zugang zum Bestand langlebiger Holzprodukte	8,4	Mio. t C
= Nettosenke	**9,5**	**Mio. t C**

6.4 Beispielrechnung für Deutschland

Die vier Ansätze, IPCC Default , Stock Change, Atmospheric Flow und Stock Change/Trade werden im folgenden für Deutschland angewendet (**Übersicht 1**). Da Aussagen zur Lebensdauer exportierter Produkte in den jeweiligen Bestimmungsländern nur sehr spekulativ möglich sind, wird der Flow Production Approach nicht berücksichtigt. Die Zahlen sind in Mio. t Kohlenstoff (C) angegeben und beziehen sich auf das Jahr 1991. Die Netto-Kohlenstoffaufnahme im Wald beträgt 21,7 Mio. t C, die Emissionen aus der Zersetzung des Schlagabraumes betragen 4,4 Mio. t C. Allen Ansätzen ist ebenfalls gemeinsam, dass sie die "ererbten" Emissionen berücksichtigen, die sich ergeben, wenn langlebige Holzprodukte aus dem Gebrauch ausscheiden und verbrannt oder auf Deponien entsorgt werden. Die "ererbten" Emissionen lassen sich nur auf Grundlage zahlreicher Annahmen berechnen, so z.B. über den Einsatz von Halbwaren wie Schnittholz oder Holzwerkstoffe in den Fertigwaren oder über die Produktlebensdauern. Sie berechnen sich für die Bundesrepublik Deutschland für das Jahr 1991 auf 5,5 Mio. t C.

Die Ergebnisse für Deutschland variieren zum Teil stark. Die geringste Nettosenke errechnet sich mit dem Atmospheric Flow Approach mit 6,5 Mio. t C. Die Ursache hierfür liegt vor allem darin, dass sowohl der Verbrauch kurzlebiger Holzprodukte als auch der Abgang aus dem Bestand langlebiger Holzprodukte als Quellen behandelt werden. Damit werden Recyclingvorgänge ignoriert, bei denen aus langlebigen Produkten (z.B. Bücher oder Abrissholz) kurzlebige Produkte (z.B. Zeitungen oder Spanplatten für das Baugewerbe) hergestellt werden. Auch die bei diesem Vorgängen anfallenden Abfälle werden im Atmospheric Flow Approach doppelt gezählt. Zur höchsten Nettosenke für Deutschland mit 11,6 Mio. t C gelangt man durch Anwendung des Stock Change Approaches. Dessen Höhe lässt sich damit erklären, dass der Außenhandel mit kurzlebigen Produkten unberücksichtigt bleibt. Die Bestandsveränderung langlebiger Produkte wird unabhängig von der Herkunft der Produkte, ob Inland oder Ausland, erfasst. Da im Inland gewachsenes und verbrauchtes Holz über den Einschlag als Senke gebucht wird, fehlt, um die Differenz zwischen Aufkommen und langfristiger Verwendung zu berechnen, beim Stock Change Approach der Außenhandel. Durch Berücksichtigung des Außenhandels mit Holz und Holzprodukten wird dieser Mangel behoben. Dies geschieht im Stock Change/Trade Approach. Dessen Ergebnis für Deutschland liegt mit 9,5 Mio. t C zwischen den beiden anderen Ansätzen.

6.5 Ausblick

Die internationale Diskussion um die Anrechnung der Kohlenstoffspeicherung in Holzprodukten hält an. Auf der Vertragsstaatenkonferenz in Marrakesch wurde beschlossen, die Behandlung von Holzprodukten den Entscheidungen späterer Konferenzen zu überlassen. Vorbereitend hat der wissenschaftlich technische Beirat beim UNFCCC (Subsidiary Body for Scientific and Technological Advise, SBSTA) das Klimasekretariat gebeten, ein technisches Papier zu den Holzprodukten zu erstellen, in dem sozioökonomische und ökologische Aspekte, u. a. in den Entwicklungsländern berücksichtigt werden. Auch das Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) greift in seiner neuen Richtlinie zu den Regeln der guten fachlichen Praxis (IPCC Good Practice Guidance for Land Use, Land Use Change and Forestry) das Thema Holzprodukte in einem eigenen Kapitel auf. Dabei geht es aber weit über die bisher gültige eigene default-Methode sowie den Stand der externen Vorschläge hinaus. Zusätzlich zu den bisher behandelten Produktbeständen bzw. Produktionsprozessen sollen nach der überarbeiteten Richtlinie auch die

Bestände an Holz in Deponien bzw. deren Zersetzungsprozesse detailliert nachgewiesen werden. Für den Stock Change Approach z.B. würde dies folgenden zusätzlichen Informationsbedarf bedeuten:

- der Anteil aus dem Abfluss an Holzprodukten, der in Deponien gelagert wird
- der Anteil, der davon unter anaeroben Bedingungen gehalten wird
- der Anteil, der sich davon nicht zersetzt / zersetzt (getrennt nach Holzprodukten im engeren Sinn und Papier)
- die jährliche Zerfallsrate für den Anteil, der sich zersetzt

Als Startjahr für diese kumulative Stoffstrombetrachtung wird das Jahr 1900 vorgeschlagen. Es dürfte aber nicht zu erwarten sein, dass verlässliche Daten zu den oben genannten Parametern ab dem Jahr 1900 zur Verfügung stehen. Die Berechnungen wäre daher in großem Maße von nicht verifizierbaren Setzungen abhängig, die den einzelnen Staaten einen weiten Spielraum für die Verfolgung eigener klimapolitischer Interessen lassen. Die überarbeitete Richtlinie des IPCC zeigt, wie stark die Methodik zur Anrechnung der Kohlenstoffspeicherung in Holzprodukten noch im Spannungsfeld zwischen Machbarem und Wünschenswertem steckt.

Die meisten Vertragsstaaten haben in ihrer Stellungnahme zu den Holzprodukten Anfang dieses Jahres die methodischen und konzeptionellen Schwierigkeiten und Unklarheiten hervorgehoben und empfohlen, die Implikationen der Ansätze weiter zu untersuchen und standardisierte Vorgaben zu entwickeln. Mit einer Anrechenbarkeit in der ersten Verpflichtungsperiode ist daher zum jetzigen Zeitpunkt kaum zu rechnen.

6.6 Literatur

BROWN S, LIM B, SCHLAMADINGER B (1998) Evaluating Approaches for Estimating Net Emissions of Carbon Dioxide from Forest Harvesting and Wood Products. Meeting Report Dakar, Senegal, 5-7 May 1998. Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC)

NABUURS G J, SIKKEMA R (1998) The role of harvested wood products in national carbon balances – an evaluation of alternatives for IPCC guidelines. IBN-Research Report 3 53p

POKER J, DIETER M, THOROE C (2002) Integration of harvested wood products into accounting approaches of the carbon dioxide cycle in the forestry sector. Institut für Ökonomie der Bundesforschungsanstalt für Forst- und Holzwirtschaft, Arbeitsbericht 2002/3 [http://www.bfafh.de/bibl/pdf/iii_02_03.pdf]

Adresse des Autors

Matthias Dieter
Institut für Ökonomie
Bundesforschungsanstalt für Forst- und Holzwirtschaft
Leuschnerstr. 91
D-21031 Hamburg
E-Mail: m.dieter@holz.uni-hamburg.de

7 Sources of CO_2 efflux from agricultural soils: Processes and quantification

Yakov Kuzyakov

Abstract

To estimate CO_2 sink capacity of soils, balances between carbon (C) inputs and outputs are necessary. Total CO_2 efflux from unplanted soil represents the losses of soil organic matter (SOM). Estimation of SOM losses by means of total CO_2 efflux from planted soil is difficult because CO_2 efflux from planted soil consists from four main sources and processes:

(1) Root respiration,
(2) Microbial decomposition of exudates, sloughed root cells and other rhizodeposits,
(3) Microbial decomposition of dead plant debris, and
(4) Microbial SOM decomposition.

The ratio between these sources varies strongly between agricultural plants, their development stage, as well as soil management practice. These four sources differently contribute to the atmospheric CO_2 concentration. Two first sources (root-derived CO_2) represent a short circuit of plant-assimilated C in the atmosphere-plant-soil cycle. Therefore, the root-derived CO_2 they do not contribute to the change of atmospheric CO_2. The third source: microbial decomposition of dead plant debris of previous crop – represents the CO_2 efflux from the short-time storage of assimilated C and therefore its contribution to the change of atmospheric CO_2 is marginal. The last CO_2 source: microbial SOM decomposition is the major terrestrial process that affects the atmospheric CO_2, mainly initiated by land use changes, tillage practices, deforestation, etc.

The methods used for separation and independent estimation of C from each source of CO_2 efflux from non-sterile soil under field and laboratory conditions are reviewed. The principles, advantages and shortcomings of isotopic and traditional methods are shortly presented. The separation of the root-derived CO_2 in root respiration *per se* and rhizomicrobial respiration by four methods in one experiment is presented and evaluated according to results obtained, as well as their applicability and practicability.

Key words: CO_2 efflux, C partitioning and sequestration, rhizosphere respiration, ^{14}C and ^{13}C, methods

Zusammenfassung

Quellen von CO_2-Flüssen aus landwirtschaftlichen Böden: Prozesse und Möglichkeiten der Quantifizierung

Zur Einschätzung der Senkenkapazität der Böden für CO_2 und der Erstellung der C-Bilanz sind die Informationen über die C-Einträge und C-Austräge notwendig. CO_2-Gesamtefflux aus unbepflanztem Boden entspricht den Verlusten an organischer Bodensubstanz (OBS) und somit dem C-Austrag. Die Abschätzung der OBS-Verluste durch die Messung des CO_2-Gesamteffluxes aus bepflanzten Böden ist schwierig, da der CO_2-Gesamtefflux aus vier unterschiedlichen Quellen besteht:

1) Wurzelatmung,
2) mikrobieller Abbau der Wurzelexsudate und andere Rhizodeposite,
3) mikrobieller Abbau der abgestorbenen Pflanzenreste, und
4) mikrobieller Abbau der OBS.

Die Relation zwischen den Beiträgen von diesen vier CO_2-Quellen variiert sehr stark und ist abhängig von Pflanzen, ihrem Entwicklungsstadium und dem Bodenmanagement. Wichtig ist, dass der Beitrag von diesen CO_2-Quellen zur Erhöhung der atmosphärischen CO_2-Konzentration unterschiedlich ist. Die zwei ersten Quellen (wurzelbürtiges CO_2) stellen den kurzen Kreislauf des durch die Pflanze assimilierten C im System Atmosphäre-Pflanze-Boden-Atmosphäre dar. Folglich trägt wurzelbürtiges CO_2 zur Erhöhung der atmosphärischen CO_2-Konzentration nicht bei. Die dritte Quelle: mikrobieller Abbau von abgestorbenen Pflanzenresten der Vorkulturen entspricht dem CO_2-Efflux aus dem kurzfristigen Speicher des assimilierten C und folglich ist ihr Beitrag zur Konzentrationsänderung des atmosphärischen CO_2 nur marginal. Die letzte CO_2-Quelle: mikrobieller Abbau der OBS ist der wichtigste terrestrische Prozess, der die atmosphärische CO_2-Konzentration meistens durch Landnutzungswechsel, Bodenbearbeitung, Entwaldung und anderes beeinflusst.

Ein Überblick über die Methoden zur Trennung und unabhängigen Bestimmung der Beiträge C-Flüsse aus jeder CO_2-Quelle zum CO_2-Gesamtefflux aus nicht sterilen Böden unter Feld- und Laborbedingungen wird gegeben. Die Prinzipien, Vor- und Nachteile von traditionellen und auf ^{14}C- und ^{13}C-Isotopen basierenden Tracer-Methoden werden kurz dargestellt. Die Trennung des wurzelbürtigen CO_2 in die Wurzelatmung *per se* und die rhizomikrobielle Atmung werden durch vier Methoden präsentiert und entsprechend den Ergebnissen, aber auch der Anwendbarkeit und Handhabung bewertet.

Schlüsselwörter: CO_2-Efflux, C-Speicherung, Rhizosphärenatmung, ^{14}C- und ^{13}C- Methoden

7.1 Introduction

Carbon dioxide (CO_2) efflux from soils is an important component of the global C cycle. A small alteration in the turnover intensity of soil organic matter (SOM) can lead to significant change of CO_2 concentration in the atmosphere because the amount of C in SOM is twice as large as that in the atmosphere. Small variations in the decomposition intensity of SOM cannot be measured directly by the change in the SOM content in the soil, because of the high spatial variability of SOM content (20-40 % of SOM) and very small SOM changes during short periods related to total SOM content (for example 1-3 % of SOM during single vegetation period). Measuring CO_2 efflux from soil is commonly used to estimate short-term SOM decomposition in agricultural and natural soils. This approach is quite sensitive to detect small and actual changes, especially for recently altered ecosystems. However, most soils are covered with natural vegetation or agricultural crops, which contribute both to the C input into the soil and to the CO_2 efflux from the soil. Therefore, CO_2 efflux evolved by SOM decomposition is masked by CO_2 evolved by root respiration and microbial decomposition of rhizodeposits; both CO_2 flows comprises of average 40-60 % of total CO_2 flux from soil (RAICH & SCHLESINGER, 1992). This CO_2 originating from root respiration and rhizomicrobial respiration is not a part of soil C loss, and must be separated from the total CO_2 efflux in studies of soil C cycle and SOM decomposition. Additionally, living plants frequently affect the intensity of SOM decomposition, which can increase for 3- to 5-fold (HELAL & SAUERBECK 1984; 1986; LILJEROTH *et al.* 1994) or decrease for 10 % to 30 % (CHENG, 1996) by plant cultivation. Such short-term changes of intensity of SOM decomposition belong to the priming effects phenomena. Priming effect (PE) is a short-term change in the decomposition in-

tensity of SOM due to some agricultural treatments (e.g. organic or mineral fertilization) or root exudation (KUZYAKOV *et al.*, 2000; KUZYAKOV, 2002). PE can significantly alter the CO_2 efflux evolved by SOM mineralization.

The effective methods allowing separated estimation of CO_2 originated from all sources named in **Figure 1** are absent. Some methods separating a part of CO_2 sources are well known and are accepted as standard procedures, the other are only in the development phase and have many shortcomings and unchecked assumptions. This short review presents structure of CO_2 sources and assessment of known and self developed methods for separation and estimation of C amounts evolved by each source of CO_2 efflux from non-sterile planted soil under laboratory and field conditions. The most uncertainty exists for the estimation of root respiration and microbial respiration of rhizodeposits released by roots (rhizomicrobial respiration) in non-sterile soils. Therefore, the second part of the review is devoted to four methods separating root respiration and rhizomicrobial respiration.

7.2 Sources of CO_2 efflux from soil

Following sources of CO_2 efflux from planted soil can be distinguished (**Fig. 1**):

Root respiration *per se* (respiration of roots used for maintenance processes, growth and nutrient uptake) = respiration of autotrophs.

Microbial decomposition of rhizodeposits (exudates, secretes, sloughed root cells, mucilage etc.) in the rhizosphere (rhizomicrobial respiration).

Microbial decomposition of dead plant remainders (shoot and root remainders from previous crops, organic fertilizers).

Microbial SOM decomposition comprising of two parts:

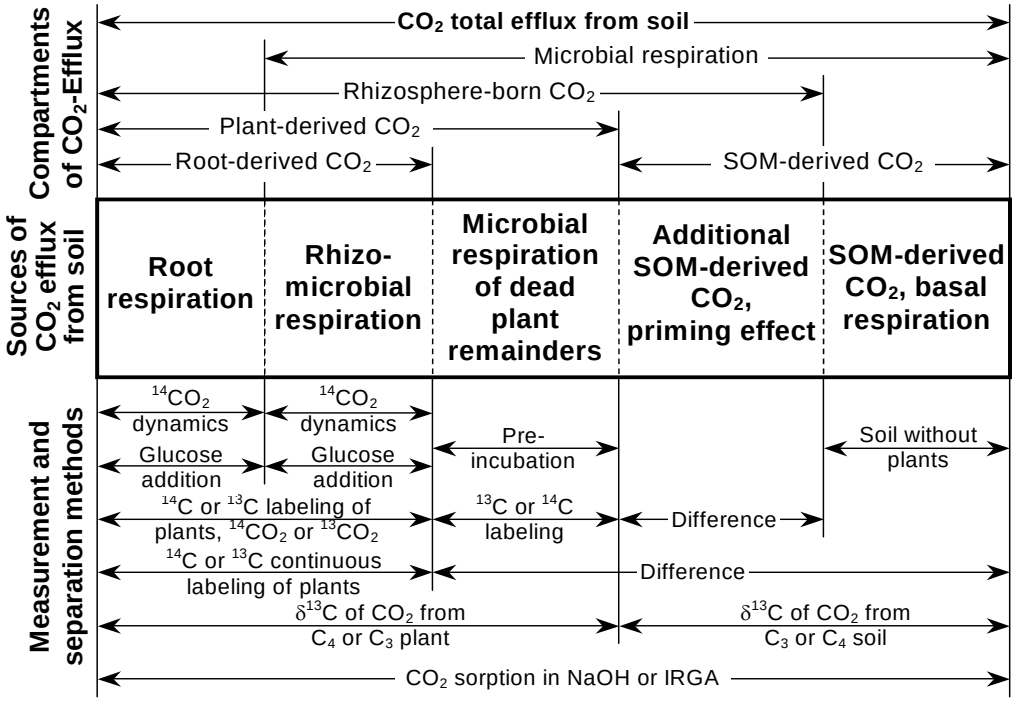


Figure 1: Sources of CO_2 efflux from planted soil and methods for partitioning and individual estimation

Basal respiration: Microbial decomposition of SOM in unplanted soil without additional input of easy available organic substances (i.e. rhizodeposits) as energy and nutrient sources,

Priming effect CO_2: strong short-term changes (compared to fallow soil) in the decomposition intensity of SOM caused by agricultural soil treatments or plant rhizodeposition (reviewed KUZYAKOV *et al.*, 2000).

The respiration of soil animals is not included here because it contributes usually for less than 1 % to the total CO_2 efflux from soils.

Only few methods described below allow the estimation of one of the CO_2 sources. The most methods estimate the amount of CO_2 originated from 2 or 3 sources. Therefore it is important to summarize these CO_2 sources in the following compartments (**Figure 1**, at the top):

Root-derived CO_2: The sum of root respiration and microbial decomposition of exudates and other rhizodeposits (=1+2).

Plant-derived CO_2: The sum of root-derived CO_2 and CO_2 evolved by microbial decomposition of dead plant remainders (=1+2+3). It is equivalent to the amount of total CO_2 efflux after subtraction of SOM-derived CO_2.

Rhizosphere-born CO_2: The sum of root-derived CO_2 and CO_2 evolved by additional microbial decomposition of SOM due to input of easy available organic substances (priming effect) (=1+2+3+4b). This compartment describes the localization of evolved CO_2.

Microbial respiration involves all CO_2 sources except root respiration (=2+3+4a+4b).

SOM derived CO_2 consists on microbial respiration by SOM decomposition (=4a+4b).

The structure of CO_2 sources presented in Figure 1 is important for both: for general terminology as well as for classification of methods used for the separation of these CO_2 sources.

7.3 Partitioning methods

Different partitioning methods (**Figure 1**, at the bottom) can be used to separate and independently estimate of CO_2 efflux from these five sources and described compartments. The most of the methods require an airtight separation of the below-ground air from atmosphere, are based on different ^{14}C or ^{13}C tracer techniques for plant labeling, and subsequent monitoring of ^{14}C or ^{13}C in CO_2 efflux from soil as well as CO_2 total amount.

In laboratory studies, total CO_2 is usually collected in NaOH or KOH aqueous solution or measured directly by infrared gas analyzer (IRGA). CO_2 trapping by sodium lime is frequently used for long time monitoring of CO_2 fluxes under field conditions for point measurements (KLEBER *et al.*, 1994). Eddy correlation (JANSSENS *et al.*, 2000) and tower-based (AMIRO, 2001) measurements are suitable for estimation of total CO_2 efflux on the plot or field scale.

An exact method for estimation microbial decomposition of plant remainders is the monitoring of $^{14}CO_2$ or $^{13}CO_2$ evolved by mineralization of uniformly labeled with ^{14}C or ^{13}C plant remainders in the soil under laboratory conditions. To exclude the contribution of CO_2 evolved by microbial decomposition of plant remainders to the total CO_2 efflux, careful extraction of large and medium plant remainders and subsequent pre-incubation of the soil for 1-2 months leading to the microbial decomposition of small plant rests can be recommended. However, the incubation reduces also the amount of easily available SOM fraction and is therefore unsuitable for some short-term studies. Because the decomposition of plant residues (especially fresh leafs) lead frequently to the acceleration or retardation of SOM turnover (PE), methods extracting plant residues from soil may shift the relation of CO_2 amounts evolved by different other sources under natural conditions.

CO_2 coming by microbial decomposition of SOM (SOM derived CO_2) can be separated from root-derived CO_2 by means of two isotopic methods: continuous ^{14}C or ^{13}C labeling of plants (JOHNEN & SAUERBECK, 1977; WHIPPS, 1987; MEHARG, 1994), growth of C_3 plants on a C_4 soil (CHENG, 1996) or *vice versa* (ROCHETTE & FLANAGAN, 1997; FLESSA *et al.*, 2000) and subsequent monitoring of ^{14}C or ^{13}C in CO_2 efflux from soil. Alternatively, plant-derived CO_2 can be separated from the SOM-derived CO_2 by growth of plants on soil with labeled SOM (MARTIN, 1987; DALENBERG & JAGER, 1989). Tracing $^{14}CO_2$ efflux from soil with ^{14}C pulse labeled plants was also suggested for separate estimation of root-derived CO_2 (KUZYAKOV *et al.*, 2001), although this method is inexact and is suitable only during vegetative growth (KUZYAKOV & CHENG, 2001). Girdling of trees interrupting the flow of photosyntates into roots and rhizosphere strongly suppress the root-derived CO_2 so, that in the main only SOM-derived CO_2 is evolved (HÖDBERG *et al.*, 2001). However, girdling may diminish also the plant-induced additional decomposition of soil organic matter, because the most methods affecting root exudation change also the intensity of SOM-decomposition (KUZYAKOV & CHENG, 2001). Therefore, the results of SOM-derived CO_2 estimated by methods strongly affecting exudation can be distorted compared to natural conditions.

CO_2 originated from the rhizosphere can be separated from basal respiration only by comparison of CO_2 efflux from planted and unplanted soil (KUZYAKOV *et al.*, 2001).

Destructive mechanical separation of roots from bulk soil and rhizosphere soil and subsequent short-term incubation (from 2-3 days to 2-3 weeks) of this three parts in airtight jars was used to separate root respiration, rhizomicrobial respiration, and microbial respiration by SOM decomposition without sophisticated tracer equipment (EDWARDS & HARRIS, 1977; BLAGODATSKY *et al.*, 1993). This method is discussed in details by HANSON *et al.* (2000). However, this method as well as root exclusion technique (ROCHETTE *et al.*, 1999) can strongly distort the relations between the individual components of CO_2 flux and therefore it needs calibration with tracer methods.

7.4 Separation of Root Respiration and Rhizomicrobial Respiration

Separation of root respiration from microbial decomposition of rhizodeposits is especially difficult since soil sterilization or fumigation cannot be accepted as appropriate methods because of strong effect of microorganisms on root respiration and exudation. The presence of microorganisms increases both the root respiration and the exudates amount (MERBACH *et al.*, 1991). For example, some bacteria increase the exudation of *Lolium perenne* by 34 times (MERBACH *et al.*, 1991) and those of spring wheat by 13 times (MERBACH & RUPPEL, 1992). However, in most experiments, the amount of exudates in the presence of microorganisms exceeds the amount of exudates recorded under sterile conditions by 1.5-3 times. As mentioned by KILLHAM & YEOMANS (2001), "discriminating between CO_2 which is directly derived from root respiration and that which is derived from mineralization of rhizodeposits is exceptionally difficult and has presented one of the greatest challenges to quantifying rhizosphere C-flow". Because of the absence of acknowledged methods allowing separation of CO_2 evolved by root respiration and by rhizomicrobial respiration in non-sterile soils, I present here four existing methods.

<u>Isotope Dilution</u> method is based on the addition of solution of unlabeled glucose to the soil with plants labeled by ^{14}C pulse (CHENG *et al.*, 1993). CO_2 evolved by microbial decomposition of unlabeled glu-

cose dilutes the $^{14}CO_2$ produced by microbial utilization of labeled rhizodeposits and decreases therefore the ^{14}C specific activity of evolved $^{14}CO_2$. Using this method, CHENG *et al.* (1993) have shown that root respiration of 3-weeks-old wheat plants accounted for about 41 % and rhizomicrobial respiration 59 % of the root-derived CO_2.

By addition of ^{14}C labeled Model Rhizodeposits to the planted soil, SWINNEN (1994) assumes that the $^{14}CO_2$ efflux from the soil with added model rhizodeposits (treatment 1) corresponds to rhizomicrobial respiration of the soil with ^{14}C labeled plants (treatment 2). The difference between the $^{14}CO_2$ efflux from the soil of both treatments is an estimate of the root respiration. According to SWINNEN (1994) the contribution of root respiration of 30-days-old wheat and barley to the total root-derived CO_2 was between 89 % and 95 %. These results seem to be too high considering the high concentration of exudates in the rhizosphere (CHENG *et al.*, 1993) and oppose many other investigations about partitioning of $^{14}CO_2$ efflux (CHENG *et al.*, 1993; KUZYAKOV *et al.*, 1999; 2001).

The $^{14}CO_2$ Dynamics method is based on the splitting up of the curve of $^{14}CO_2$ efflux dynamics from the soil after ^{14}C pulse labeling of the shoots (KUZYAKOV *et al.*, 1999; 2001; KUZYAKOV & DOMANSKI, 2002). The method assumes that $^{14}CO_2$ generated by root respiration is evolved earlier (during the 1st day) than $^{14}CO_2$ derived from microorganisms using the rhizodeposits (between the 2nd and the 5th days). This delay is due to the time necessary for the synthesis of exudates and lysates, for their exudation and secretion as well as for uptake and utilization of the rhizodeposits by microorganisms. The $^{14}CO_2$ Dynamics method has shown that root respiration and rhizomicrobial respiration of growing *Lolium perenne* amounted on average to 41 % and 59 % of root-derived CO_2 efflux from the soil, respectively (KUZYAKOV *et al.*, 1999; 2001).

The Siphon-Elution method is based on the elution of exudates from rhizosphere before the microorganisms decompose them and simultaneous blowout of CO_2 originating from root respiration after over-ground ^{14}C or ^{13}C labeling of plants (KUZYAKOV & SINIAKINA, 2001). In this method a membrane pump drive the movement of air and simultaneously of water according to the Siphon principle. So the water-soluble eluted exudates comprise 19 % of root-derived CO_2 evolved from *Lolium* rhizosphere. This method underestimates total rhizodeposition and overestimates the root respiration. Despite some shortcomings, one key advantage of the Siphon-Elution method over the other tested methods deserves mention: This method is only one technique allowing physical separation of different CO_2 sources.

Each of the methods discussed above is based on different assumptions and as shown above led in original contributions to various estimation of CO_2 originating from root respiration and rhizomicrobial respiration. To compare these four methods we conducted an experiment, in which all four methods were tested on the same plants (*Lolium perenne* L., spec. Gremie, 2 months old) and soil (Ap of loamy Haplic Luvisol), and by identical equipment and labeling conditions (KUZYAKOV *et al.*, 1999, 2001). The detailed description of the methods is presented in original papers.

Only the Model Rhizodeposits method of SWINNEN (1994) was modified so that both variants were treated identically: Unlabeled glucose was added to the soil with ^{14}C-labeled plants in one variant and in the second variant, ^{14}C-labeled glucose was added to the soil with unlabeled plants.

The results of separation of root respiration and rhizomicrobial respiration by means of four methods tested under the same conditions observed in this

study were similar to the separation results observed in original papers (**Figure 2**): In our experiment, according to the Isotope Dilution, 39 % of root-derived CO_2 was accounted for root respiration and the remainder to 100 % was accounted for rhizomicrobial respiration. Similar results (45 % for root respiration) were obtained by $^{14}CO_2$ Dynamics method. Quite different results were obtained for root respiration with Model Rhizodeposits and with Siphon-Elution methods: 71 % and 81 % of root derived CO_2, respectively. As discussed in original paper earlier (KUZYAKOV & SINIAKINA, 2001), the Elution method underestimates the rhizodeposition for about twice because only the water-soluble exudates were eluted and measured by this procedure. Since Model Rhizodeposits method and Elution method underestimated root exudation and rhizodeposition, I conclude that these methods need further development and optimization and they could not be recommended now for wide application.

The results observed by Isotope Dilution and $^{14}CO_2$ Dynamics methods are similar and may be used for separation of root respiration and rhizomicrobial respiration. However, the assumptions of both methods are controversy: The Isotope Dilution method assumes that the ratio of ^{14}C in CO_2 coming from root respiration to that derived by microbial respiration of rhizodeposits is constant during the $^{14}CO_2$ chase after the pulse labeling. In contrast, $^{14}CO_2$ Dynamics method is based on the change of the ratio between root respiration and rhizomicrobial respiration. Therefore this assumption has to be checked independently. The general problem of the separation of root respiration and rhizomicrobial respiration in non-sterile soils is that there are no direct methods allowing such independent estimation of both flows. Therefore only the comparison of two or more approaches is useful for this aim. The elaboration of a method for field conditions is very necessary.

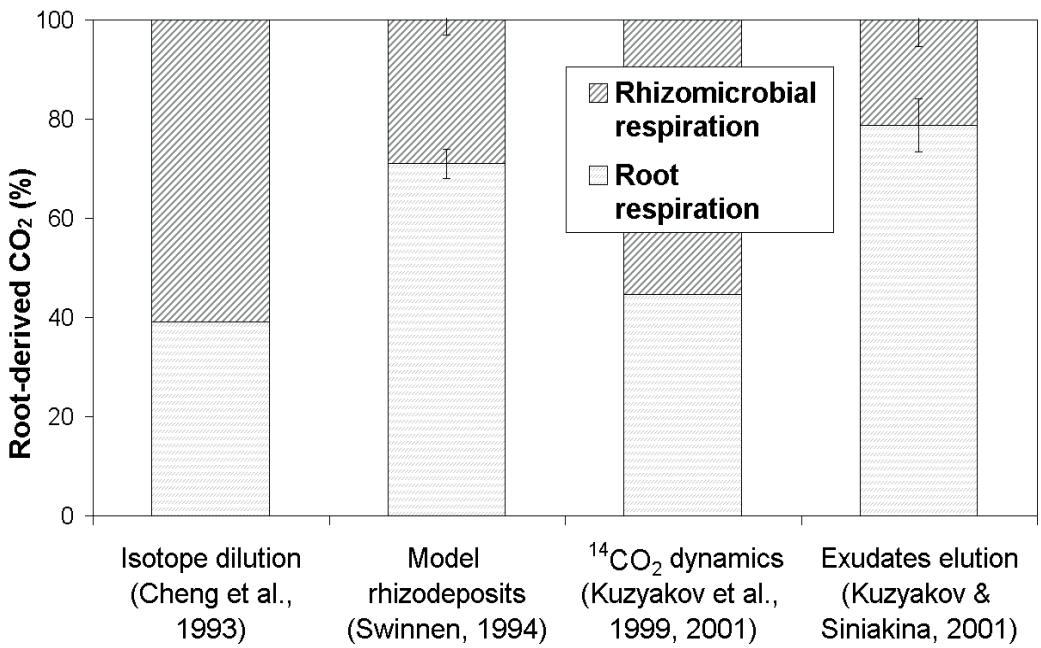


Figure 2: Separation of root respiration and rhizomicrobial respiration in an intact non-sterilized soil by four methods (from KUZYAKOV, 2002)

7.5 References

AMIRO BD (2001) Paired-tower measurements of carbon and energy fluxes following disturbance in the boreal forest. Global Change Biology 7: 253-268

BLAGODATSKY SA, LARIONOVA AA, EVDOKIMOV IV (1993) Contribution of root respiration to CO_2 emission from soil. In: Zavarzin GA, Kudeyarov VN (eds) Soil Respiration. Pushchino: IPP, pp 26-32.

CHENG W (1996) Measurement of rhizosphere respiration and organic matter decomposition using natural ^{13}C. Plant Soil 183: 263-268

CHENG W, COLEMAN DC, CARROL CR, HOFFMAN CA (1993) *In situ* measurement of root respiration and soluble C concentrations in the rhizosphere. Soil Biol Biochem 25: 1189-1196

DALENBERG JW, JAGER G (1989) Priming effect of some organic additions to ^{14}C-labelled soil. Soil Biol. Biochem. 21: 443-448

EDWARDS NT, HARRIS WF (1977) Carbon cycling in a mixed deciduous forest floor. Ecology 58: 431-437

FLESSA H, LUDWIG B, HEIL B, MERBACH W (2000) The origin of soil organic C, dissolved organic C and respiration in a long-term Maize experiment in Halle, Germany, determined by ^{13}C natural abundance. J Plant Nutr Soil Sci 163: 157-163

JOHNEN BG, SAUERBECK DR (1977) A tracer technique for measuring growth, mass and microbial breakdown of plant roots during vegetation. In: LOHM U, PERSSON T (eds) Soil Organisms as Components of Ecosystems. Ecological Bulletins, Stockholm, 25: 366-373

HANSON PJ, EDWARDS NT, GARTEN CT, ANDREWS JA (2000) Separating root and soil microbial contributions to soil respiration: A review of methods and observations. Biogeochemistry 48: 115-146

HELAL HM, SAUERBECK DR (1984) Influence of plant root on C and P metabolism in soil. Plant Soil 76: 175-182

HELAL HM, SAUERBECK DR (1986) Effect of plant roots on carbon metabolism of soil microbial biomass. Z Pflanzen Bodenk 149: 181-188

HÖDBERG P, NORDGREN A, BUCHMANN N, TAYLOR AFS, EKBLAD A, HÖDBERG MN, NYBERG G, OTTOSSON M, READ DJ (2001) Large scale forest girdling shows that current photosynthesis drives soil respiration. Nature 411: 789-792

JANSSENS IA, KOWALSKI AS, LONGDOZ B, CEULEMANS R (2000) Assessing forest soil CO_2 efflux: an in situ comparison of four techniques. Tree Physiology 20: 23-32

KILLHAM K, YEOMANS C (2001) Rhizosphere carbon flow measurement and implications: from isotopes to reporter genes. Plant Soil 232: 91-96

KLEBER M, STAHR K, HENNING-MÜLLER I (1994) Der Einfluss der Expositionszeit auf die Höhe der Bodenatmung bei Anwendung der Lundegardhmethode. Z Pflanzenernähr Bodenk 157: 441-445

KUZYAKOV Y (2002) Separating microbial respiration of exudates from root respiration in non-sterile soils: A comparison of four methods. Soil Biol Biochem 34: 1619-1629

KUZYAKOV Y, CHENG W (2001) Photosynthesis controls of rhizosphere respiration and organic matter decomposition. Soil Biol Biochem 33: 1915-1925

KUZYAKOV Y, SINIAKINA SV (2001) Siphon method of separating root-derived organic compounds from root respiration in non-sterile soil. J Plant Nutr Soil Sci 164: 511-517

KUZYAKOV Y, DOMANSKI G (2002) Model for rhizodeposition and CO_2 efflux from planted soil and its validation by ^{14}C pulse labelling of ryegrass. Plant Soil 239: 87-102

KUZYAKOV Y, KRETZSCHMAR A, STAHR K (1999) Contribution of *Lolium perenne* rhizodeposition to carbon turnover of pasture soil. Plant Soil 231: 127-136

KUZYAKOV Y, EHRENSBERGER H, STAHR K (2001) Carbon partitioning and below-ground translocation by *Lolium perenne*. Soil Biol Biochem 33: 61-74

LILJEROTH E, KUIKMAN P, VAN VEEN JA (1994) Carbon translocation to the rhizosphere of maize and wheat and influence on the turnover of native soil organic matter at different soil nitrogen levels. Plant Soil 161: 233-240

MARTIN JK (1987) Effect of plants on the decomposition of ^{14}C-labelled soil organic matter. Soil Biol Biochem 19: 473-474

MEHARG AA (1994) A critical review of labelling techniques used to quantify rhizosphere carbon–flow. Plant Soil 166: 55-62

MERBACH W, RUPPEL S (1992) Influence of microbial colonization on $^{14}CO_2$ assimilation and amounts of root–borne ^{14}C compounds in soil. Photosynthetica 26: 551-554

MERBACH W, RUPPEL S, RIETZ C (1991) Einfluss der Mikrobenbesiedlung auf die ^{14}C–Freisetzung durch Wurzeln unter Bodenbedingungen. Ökophysiologie des Wurzelraumes 2: 66-68

ROCHETTE P, FLANAGAN LB (1997) Quantifying rhizosphere respiration in a corn crop under field conditions. Soil Sci Soc Am J 61: 466-474

ROCHETTE P, FLANAGAN LB, GREGORICH EG (1999) Separating soil respiration into plant and soil components using analyses of the natural abundance of carbon-13. Soil Sci Soc Am J 63: 1207-1213

RAICH JW, SCHLESINGER WH (1992) The global carbon dioxide flux in soil respiration and its relationship to vegetation and climate. Tellus 44: 81-99

SWINNEN J (1994) Evaluation of the use of a model rhizodeposition technique to separate root and microbial respiration in soil. Plant Soil 165: 89-101

WHIPPS JM (1987) Carbon loss from the roots of tomato and pea seedlings grown in soil. Plant and Soil 103: 95-100

Adresse des Autors

Yakov Kuzyakov
Institute of Soil Science and Land Evaluation
University of Hohenheim
D-70599 Stuttgart
E-Mail: kuzyakov@uni-hohenheim.de

8 Carbon Sequestration in Croplands: The Potential in Europe and the Global Context [1]

Pete Smith

8.1 Introduction

The Marrakech Accords, resulting from the 7th Conference of Parties (COP7) to the 1992 United Nations Framework Convention on Climate Change (UNFCCC) allow biospheric carbon sinks and sources to be included in attempts to meet Quantified Emission Limitation or Reduction Commitments (QELRCs) for the first commitment period (2008-2012) outlined in the Kyoto Protocol (available at: www.unfccc.de). Under article 3.4 the activities: forest management, cropland management, grazing land management and re-vegetation are included. Soil carbon sinks (and sources) can therefore be included under these activities. Parties electing to include cropland management, grazing land management and re-vegetation need to account for changes in these soil carbon sinks and sources on a net-net basis, that is to say, they must compare the net flux of carbon from a given activity during the commitment period with the equivalent net flux of carbon in the baseline year (usually 1990). Carbon sequestration in cropland soils, or even a reduction in a flux to the atmosphere compared to the baseline year, can therefore be used by a party to the UNFCCC in helping to meet emission reduction targets. In this paper we review how croplands might be used to help meet Kyoto emission reduction targets and the role of carbon sequestration in the longer term.

8.2 Fluxes of carbon from European croplands

Croplands are estimated to be the largest biospheric source of carbon lost to the atmosphere in Europe each year, but the cropland estimate is the most uncertain among all land-use types (JANSSENS *et al.*, 2003). It is estimated that European croplands (for Europe as far east as the Urals) lose 300 Mt C y^{-1} (JANSSENS *et al.*, 2003). Using a similar method, the mean figure for the European Union is estimated to be 78 (SD: 37) Mt C y^{-1} (VLEESHOUWERS & VERHAGEN, 2002). National estimates for some EU countries are of a similar order of magnitude on a per area basis (SLEUTEL *et al.*, 2003) but other estimates suggest much lower fluxes (DERSCH & BOEHM, 1997). These figures suggest that cropland carbon stocks are continuing to lose soil carbon, perhaps as a result of recent (decadal) land-use change, though figures for net changes in land use from the past 20-30 years do not suggest a large scale conversion to cropland from other land uses. The size of the flux is similar to the flux measured when converting grassland to tilled cropland (as calculated from figures in JOHNSTON, 1973), which is an extreme land use change, suggesting that the estimated flux may be too high. The figures for cropland soil carbon loss are highly uncertain (JANSSENS *et al.*, 2003) and there is clearly scope to reduce the uncertainty surrounding these estimates.

There is significant potential within Europe to decrease the flux of carbon to the atmosphere from crop-

[1] The material presented here forms part of a paper published in the *European Journal of Agronomy* 20: 229-236.

land, and for cropland management to sequester soil carbon, relative to the amount of carbon stored in cropland soils at present.

8.3 Management options for cropland carbon sequestration in Europe

FREIBAUER *et al.* (2003) used previous estimates of carbon sequestration potential in SMITH *et al.* (2000) and estimates by VLEESHOUWERS & VERHAGEN (2002) to estimate the carbon sequestration potential of cropland management practices in Europe, and estimated other potential options not considered in the previous studies. Carbon sequestration potentials limited only by availability of land, biological resources and land-suitability, and the potentials estimated to be realistically achievable by 2012 adapted from figures in FREIBAUER *et al.* (2003), are given in **Table 1**.

On average, the realistically achievable potentials for carbon sequestration estimated in FREIBAUER *et al.* (2003) are about 10 % of the potential estimated when considering only availability of land and biological resources and land-suitability and much less than the biological potential (FREIBAUER *et al.*, 2003). CANNELL (2003) also estimated the biological potential, realistically achievable potential, and a conservative achievable potential. For Europe, the realistically achievable potential is about 20 % of the biological potential, whereas the conservative achievable potential is estimated to be about 10 % of the biological potential (CANNELL, 2003). Given the relatively small land area of European croplands in global terms, European croplands contribute only a small amount (about 1 %) to the overall soil carbon sequestration potential of 0.9 ± 0.3 Pg C y^{-1} (LAL, 2003).

SMITH *et al.* (2001) attempted to include estimates of the impacts of non-CO_2 greenhouse gases and balance these against carbon sequestration potential using global warming potentials. The impact of including non-CO_2 greenhouse gases was mixed with very small (<5 %) differences for some sequestration options such as sewage sludge application and large potential impacts (>50 %) for others such as zero tillage. It is clear from these studies that realistically achievable potentials for carbon sequestration need to be distinguished from biological potentials, and that the full greenhouse gas budget needs to be considered when assessing the potential of a soil carbon sequestration option rather than the impact on soil carbon alone.

8.4 Duration of soil carbon sequestration and permanence of soil carbon sinks

Soil carbon sinks resulting from sequestration activities are not permanent and will continue only for as long as a carbon-sequestering management practice is maintained. If a land-management or land-use change is reversed, the carbon accumulated will be lost, usually more rapidly than it was accumulated (SMITH *et al.*, 1996). For the greatest potential of soil carbon sequestration to be realized, new carbon sinks, once established, need to be preserved in perpetuity. Within the Kyoto Protocol, mechanisms have been suggested to provide disincentives for sink reversal (i.e. when land is entered into the Kyoto process it has to continue to be accounted for and any sink reversal will result in a loss of carbon credits).

Table 1. Carbon sequestration potentials limited only by availability of land, biological resources and land-suitability, and those estimated to be achievable by 2012 (after FREIBAUER *et al.*, 2003)

Practice	**Soil carbon sequestration potential [t C ha^{-1} y^{-1}]**	**Estimated uncertainty**	**Total soil carbon sequestration potential for EU15 [Mt C y^{-1}]†**	**Realistic soil carbon sequestration potential for EU15 [Mt C y^{-1}] by 2012**
Zero-tillage	0.38 (0.29)*	>50 %	24.4	2.4
Reduced tillage	<0.38	>>50 %	<24.4	<2.4
Set-aside	<0.38	>>50 %	2.4 (maximum)	0
Permanent crops	0.62	>>50 %	0?	0?
Deep-rooting crops	0.62	>>50 %	0?	0?
Animal manure	0.38 (1.47)*	>>50 %	23.7	?
Cereal straw	0.69 (0.21)*	>>50 %	5.5	?
Sewage sludge	0.26	>>50 %	2.1	?
Composting	0.38	>>50 %	3	3?
Improved rotations	>0	Very high	0?	0?
Fertilization	0	Very high	0	0
Irrigation	0	Very high	0	0
Bioenergy crops	0.62	>>50 %	4.5	0.9
Extensification	0.54	>>50 %	11	?
Organic farming	0-0.54	>>50 %	3.9	3.9
Convert cropland to				
- grassland	1.2-1.69 (1.92)*	>>50 %	8.7-12.3	0
- woodland	0.62	>>50 %	4.5	4.5 (maximum)

† = Carbon sequestration potentials limited only by availability of land, biological resources and land-suitability. All estimates based on extrapolation from SMITH *et al.* (2000) except those marked *, where the figure in brackets is derived from VLEESHOUWERS & VERHAGEN (2002). For full list of assumptions, limitations and sources, see FREIBAUER *et al.* (2003).

Soil carbon sinks increase most rapidly soon after a carbon enhancing land-management change has been implemented, but soil carbon levels may decrease initially if there is significant disturbance (e.g. on afforestation). Sink strength (i.e. the rate at which C is removed from the atmosphere) in soil becomes smaller as time goes on, as the soil carbon stock approaches a new equilibrium. At equilibrium, the sink has saturated: the carbon stock may have increased, but the sink strength has decreased to zero.

The time taken for sink saturation (i.e. new equilibrium) to occur is highly variable. The period for soils in a temperate location, such as Europe, to reach a new equilibrium after a land-use change is around 100 years (JENKINSON, 1988; SMITH *et al.*, 1996). Soils in boreal regions may take centuries to approach a new

equilibrium. As a compromise, current IPCC good practice guidelines for greenhouse gas inventories use a figure of 20 years for soil carbon to approach a new equilibrium (IPCC, 1997; PAUSTIAN *et al.*, 1997). Since carbon sequestration acts for a limited duration and is non-permanent, it should not be considered a substitute for emission reduction. It might, however, provide part of a raft of short / medium term climate mitigation measures implemented to act whilst other, more permanent, carbon emission reduction technologies (such as non-CO_2 emitting energy sources) are developed (SMITH 2003a).

8.5 The role of soil carbon sequestration in climate mitigation over the next century

SMITH (2003a) recently examined the potential for soil carbon sequestration over the next century by examining emission trajectories predicted for the IPCC standard reference emission scenarios (SRES). The future trajectory of carbon emissions over the next century depends upon many factors. The IPCC SRES scenarios provide estimates of possible emissions under a range of different possible futures (IPCC, 2000b). These possible futures depend upon the degree to which society / policy becomes globalised and upon whether environmental or economic concerns take precedence over the next century. **Figure 1** summarises some of the main characteristics of the various IPCC-SRES scenarios. Among the A1 family of scenarios (global – free market), a number of possible emissions trajectories exist depending upon whether the energy sector remains fossil fuel intensive (A1FI), whether the rapid introduction of new energy technologies allows a move away from carbon intensive energy sources (A1T) or a balanced mix of fossil fuel / alternative energy sources (A1B).

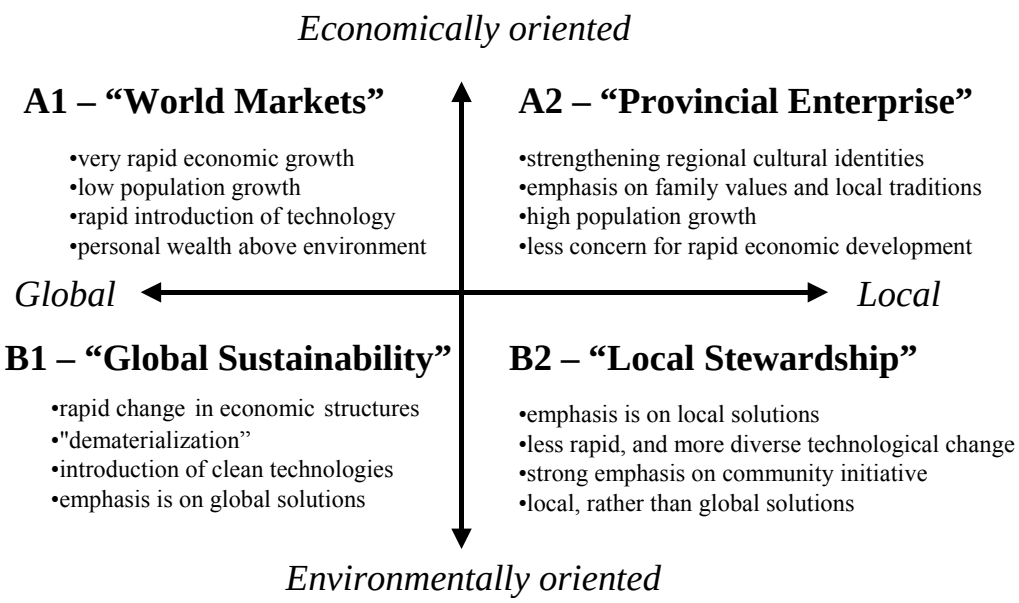


Figure 1. Main characteristics of the main SRES marker scenario families (figure adapted from SMITH & POWLSON, 2003)

In all of the SRES scenarios, over the next century the global population will grow, the population will become wealthier and per-capita energy demand will increase (IPCC, 2000b). The extent to which these changes will occur differs between different SRES scenarios with some showing larger increases than others, but in all scenarios, these trends are observed. For each of the SRES scenarios carbon emission trajectories have been determined (IPCC, 2000b). Yearly carbon emissions (Pg C y^{-1}) by 2100 under the SRES scenarios are A1FI ~ 30, A1B ~ 17, A1T ~ 10, A2 ~ 28, B1 ~ 10, B2 ~15.

Emissions trajectories can also be calculated for a range of atmospheric CO_2 stabilization targets (e.g. 450, 550, 650, 750 ppm). For each stabilization target, the allowed carbon emission trajectories, which cannot be exceeded if the target is to be reached, can be calculated. The difference between the allowed emission trajectory for stabilisation at a given target concentration, and the emissions associated with the estimated global energy demand is the carbon emission gap. For each of the SRES scenarios, the carbon emission gaps by 2100 (for a stabilisation target for atmospheric CO_2 concentration of 550 ppm) for each scenario by 2100 (Pg C y^{-1}) are A1FI = 25, A1B = 10, A1T = 1, A2 = 25, B1 = 1, B2 =10 (IPCC, 2001) – see **Figure 2**.

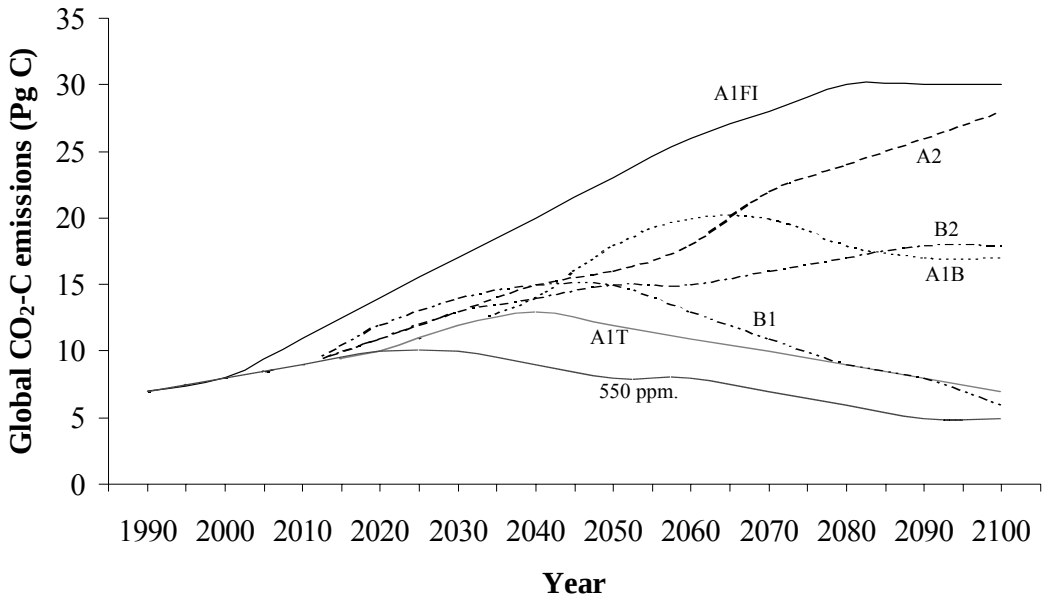


Figure 2. Approximate mean emission trajectories for each IPCC emission scenario and for the 500 ppm atmospheric CO_2 stabilization scenario. The difference between the estimated yearly CO_2-C emission, and the emission allowed for that year under the 500 ppm atmospheric CO_2 stabilization scenario, is the emission gap. This figure is simplified from IPCC (2001), which showed four different stabilization trajectories (450, 550, 650 and 750 ppm) and ranges for each scenario generated by nine integrated-assessment models (IPCC 2001). Figure from SMITH (2004a).

The current yearly emission of CO_2-carbon to the atmosphere is 6.3 ± 1.3 Pg C y^{-1} (SCHIMEL *et al.*, 2001; IPCC, 2001). Carbon emission gaps by 2100 could be as high as 25 Pg C y^{-1} meaning that the carbon emission problem could be up to 4 times greater than at present. The maximum yearly global soil carbon sequestration potential is 0.9 ± 0.3 Pg C y^{-1} (LAL, 2003) meaning that even if these rates could be maintained until 2100, soil carbon sequestration could contribute a maximum of 2-5 % towards reducing the carbon emission gap under the highest emission scenarios. When we also consider the limited duration of carbon sequestration options in removing carbon from the atmosphere, it is seen that carbon sequestration can play only a minor role in closing the emission gap in 2100. It is clear from these figures that if we wish to stabilise atmospheric CO_2 concentrations by 2100, the increased global population and its increased energy demand can only be supported if there is a large-scale switch to non-carbon emitting energy technologies (SMITH, 2004a).

Given that soil carbon sequestration will play only a minor role in closing the carbon emission gap by 2100, is there any role for carbon sequestration in climate mitigation in the future? The answer is yes. If atmospheric CO_2 levels are to be stabilised at reasonable concentrations by 2100 (e.g. 450-650 ppm), drastic reductions in emissions are required over the next 20-30 years (IPCC, 2000b). During this critical period, all measures to reduce net carbon emissions to the atmosphere will play an important role – there will be no single solution. Given that carbon sequestration is likely to be most effective in its first 20 years of implementation, it should form a central role in any portfolio of measures to reduce atmospheric CO_2 concentrations over the next 20-30 years whilst new energy technologies are developed and implemented.

8.6 Carbon sequestration as part of integrated policies promoting sustainability: a "no regrets" policy

Given that carbon sequestration in soil has a finite potential and is non-permanent (IPCC, 2000a) and that it may also be difficult to measure and verify (SMITH, 2003b), soil carbon sequestration is a riskier long-term strategy for climate mitigation than direct emission reduction. However, in the short term it may form a very important part of a portfolio of measures to reduce atmospheric CO_2 concentrations. Since improved agricultural management often has a range of other environmental and economic benefits in addition to climate mitigation potential, strategies to improve soil carbon storage are attractive as part of integrated sustainability policies. Other authors have cited improvements in soil structure, water holding capacity, fertility and resilience accruing through increased soil organic matter content and have described improvements in soil organic matter management as a "win-win" strategy (e.g. LAL *et al.*, 1998). Given that many soil characteristics or indicators benefit from improved soil organic matter management (to improve soil sustainability, soil quality, soil health etc.), a "no regrets" policy for organic matter management is attractive. A "no regrets" approach entails implementing policies that will be of benefit now, which may be of increased benefit in the future (SMITH & POWLSON, 2003). The IPCC (2001) stress the linkages among local, regional and global environmental issues, and their relationship to meeting human needs, provides an opportunity to address global environmental issues at the local, national and regional level in an integrated manner that is cost-effective and meets sustainable development objectives. In assessing the role of soil organic matter in long-term soil sustainability, SMITH & POWLSON (2003) noted that the importance of integrated approaches to deliver on a multitude of environmental issues is becoming ever

clearer. Strategies to increase the soil organic carbon content of cropland soils are clearly consistent with "no regrets" objectives to improve overall agricultural and soil sustainability.

8.7 Conclusions

There is considerable potential to sequester carbon in European croplands but when assessing the overall potential, economic, political and cultural constraints need to be considered, and other environmental impacts (such as non-CO_2 greenhouse gas emissions) need to be accounted for. Since carbon sequestration acts for a limited duration and is non-permanent, it should not be considered a substitute for emission reduction. Indeed, carbon emission gaps (between SRES scenario emissions and emissions allowable to achieve CO_2 stabilization) may be too large by 2100 for soil carbon sequestration to play a major role at the end of this century. It might, however, provide part of a raft of short / medium term climate mitigation measures implemented to act whilst other, more permanent, carbon emission reduction technologies (such as non-CO_2 emitting energy sources) are developed. European croplands could play a role in helping to meet these short-term emission reduction targets, especially if implemented as part of wider policies to improve agricultural, economic and soil sustainability.

8.8 References

CANNELL, M.G.R. 2003. Carbon sequestration and biomass energy offset: theoretical, potential and achievable capacities globally, in Europe and the UK. Biomass and Bioenergy 24:97-116.

DERSCH, G., BOEHM, K. 1997. In: BLUM, W.E.H., KLAGHOFER, E., LOECHL, A., RUCKENBAUER, P. (Eds.) Bodenschutz in Österreich. Bundesamt und Forschungszentrum für Landwirtschaft, Österreich, pp 411-432.

FREIBAUER, A., ROUNSEVELL, M., SMITH, P., VERHAGEN, A. 2004. Carbon sequestration in European agricultural soils. Geoderma 122(1):1-23.

GARTEN, C.T., WULLSCHLEGER, S.D. 1999. Soil carbon inventories under a bioenergy crop (Switchgrass): measurement limitations. Journal of Environmental Quality 28:1359-1365.

IPCC 1997. IPCC (Revised 1996) Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Workbook. Intergovernmental Panel on Climate Change, Paris.

IPCC 2000a. Land use, land use change, and forestry. Cambridge University Press, Cambridge.

IPCC 2000b. Special Report on Emissions Scenarios. Cambridge University Press, Cambridge.

IPCC 2001. Climate change: the scientific basis. Cambridge University Press, Cambridge, UK.

JANSSENS, I.A., FREIBAUER, A., CIAIS, P., SMITH, P., NABUURS, G.-J., FOLBERTH, G., SCHLAMADINGER, B., HUTJES, R.W.A., CEULEMANS, R., SCHULZE, E.-D., VALENTINI, R., DOLMAN, H. 2003. Carbon sinks and sources in the European terrestrial biosphere. Science 300:1538-1542.

JENKINSON, D.S. 1988. Soil organic matter and its dynamics. In: WILD, A. (ed.) Russell's soil conditions and plant growth, 11th Edition. Longman, London, pp 564-607.

JOHNSTON, A.E. 1973. The effects of ley and arable cropping systems on the amounts of soil organic matter in the Rothamsted and Woburn ley-arable experiments. Rothamsted Report for 1972, Part 2, 131-159.

LAL, R. 2004. Soil carbon sequestration to mitigate climate change. Geoderma 123(1-2):1-22.

LAL, R., KIMBLE, J.M., FOLLET, R.F., COLE, C.V. 1998. The potential of U.S. cropland to sequester carbon and mitigate the greenhouse effect. Ann Arbor Press, Chelsea, MI.

METTING, F.B., SMITH, J.L. & AMTHOR, J.S. 1999. Science needs and new technology for soil carbon sequestration. In: ROSENBERG, N.J., IZAURRALDE, R.C. & MALONE, E.L. (Eds.) Carbon sequestration in soils: Science, monitoring and beyond. Battelle Press, Columbus, Ohio, pp 1-34.

PAUSTIAN, K., ANDRÉN, O., JANZEN, H.H., LAL, R., SMITH, P., TIAN, G., TIESSEN, H., VAN NOORDWIJK, M., WOOMER, P.L. 1997. Agricultural soils as a sink to mitigate CO_2 emissions. Soil Use and Management 13:229-244.

SCHIMEL, D.S., HOUSE, J.I., HIBBARD, K.A., BOUSQUET, P., CIAIS, P., PEYLIN, P., BRASWELL, B.H., APPS, M.J., BAKER, D., BONDEAU, A., CANADELL, J., CHURKINA, G., CRAMER, W., DENNING, A.S., FIELD, C.B., FRIEDLINGSTEIN, P., GOODALE, C., HEIMANN, M., HOUGHTON, R.A., MELILLO, J.M., MOORE, B., MURDIYARSO, D., NOBLE, I., PACALA, S.W., PRENTICE, I.C., RAUPACH, M.R., RAYNER, P.J., SCHOLES, R.J., STEFFEN, W.L., WIRTH, C. 2001. Recent patterns and mechanisms of carbon exchange by terrestrial ecosystems. Nature 414:169-172.

SLEUTEL, S., DE NEVE, S. & HOFMAN, G. 2003. Estimates of carbon stock changes in Belgian cropland. Soil Use & Management 19:166-171.

SMITH, P. 2004a. Soils as carbon sinks - the global context. Soil Use and Management 20(Special Issue 1):212-218(7).

SMITH, P. 2004b. Monitoring and verification of soil carbon changes under Article 3.4 of the Kyoto Protocol. Soil Use and Management 20(Special Issue 1):264-270(7).

SMITH, P., POWLSON, D.S. 2003. Sustainability of soil management practices – a global perspective. In: ABBOTT, L.K., MURPHY, D.V. (Eds.) Soil Biological Fertility - A Key To Sustainable Land Use In Agriculture. Kluwer Academic Publishers, Amsterdam; 241-254.

SMITH, P., POWLSON, D.S., GLENDINING, M.J., 1996. Establishing a European soil organic matter network (SOMNET). In: POWLSON, D.S., SMITH, P. & SMITH, J.U. (Eds.) Evaluation of Soil Organic Matter Models using Existing, Long-Term Datasets, NATO ASI Series I, Vol. 38. Springer-Verlag, Berlin, pp 81-98.

SMITH, P., POWLSON, D.S., GLENDINING, M.J., SMITH, J.U. 1997. Potential for carbon sequestration in European soils: preliminary estimates for five scenarios using results from long-term experiments. Global Change Biology 3:67-79.

SMITH, P., POWLSON, D.S., SMITH, J.U., FALLOON, P.D., COLEMAN, K. 2000. Meeting Europe's Climate Change Commitments: Quantitative Estimates of the Potential for Carbon Mitigation by agriculture. Global Change Biology 6:525-539.

SMITH, P., GOULDING, K.W., SMITH, K.A., POWLSON, D.S., SMITH J.U., FALLOON, P.D., COLEMAN, K. 2001. Enhancing the carbon sink in European agricultural soils: Including trace gas fluxes in estimates of carbon mitigation potential. Nutrient Cycling in Agroecosystems 60:237-252.

VLEESHOUWERS, L.M., VERHAGEN, A. 2002. Carbon emission and sequestration by agricultural land use: a model study for Europe. Global Change Biology 8:519-530.

Address of the author

Pete Smith
School of Biological Sciences
University of Aberdeen
Cruikshank Building
St Machar Drive
Aberdeen, AB24 3UU
Scotland, UK
E-Mail: pete.smith@abdn.ac.uk

9 Kohlenstoffbilanzen landwirtschaftlicher Betriebe unterschiedlicher Produktionsintensität

Wolf-Dieter Kalk, Hans Jürgen Hellebrand, Kurt-Jürgen Hülsbergen und Jens Abraham

Zusammenfassung

Kohlenstoffbilanzen landwirtschaftlicher Betriebe erlauben es, sowohl biologisch bedingte C-Flüsse und C-Pools als auch technisch bedingte CO_2-Emissionen durch den direkten und indirekten Einsatz fossiler Energieträger zu analysieren und in einer Gesamtbetrachtung darzustellen. Ein entsprechender Ansatz zur C-Bilanzierung auf der Systemebene des Landwirtschaftsbetriebes wird beschrieben. Als methodische Grundlage dient das Modell REPRO. Die im Modell abgebildeten Stoff- und Energieflüsse wurden um die Analyse der C-Flüsse und C-Pools erweitert. Die dafür notwendigen Algorithmen und Koeffizienten werden dargestellt.

Dieser Modellansatz kam in Landwirtschaftsbetrieben unter differenzierten Standort- und Bewirtschaftungsbedingungen zur Anwendung. Ziel war es, beispielhaft die standort- und bewirtschaftungsabhängigen C-Flüsse sowie das Verhältnis biologischer und technischer C-Flüsse zu untersuchen. Als mögliche Indikatoren zur Kennzeichnung der C-Bilanz werden der C-Saldo und die C-Verwertungsrate für den Pflanzenbau, die Tierhaltung und den Gesamtbetrieb berechnet. Der Aussagewert dieser Indikatoren wird diskutiert. Einzelne C-Flüsse und -Pools sind umwelt- und klimarelevant. Darüber hinaus können C-Bilanzen zur Kennzeichnung von Betriebssystemen genutzt werden und das Verständnis der Wechselbeziehungen zwischen den einzelnen Systemkomponenten auf Betriebsebene erweitern.

Es wird ein Ausblick auf die methodische Weiterentwicklung des vorgestellten C-Bilanzierungsansatzes gegeben. In weiteren Untersuchungen sollten die C-Rhizodeposition, die CH_4-Emission, die C-Flüsse bei der Produktion und Nutzung von Bioenergieträgern einbezogen sowie die Genauigkeit der Abschätzung einzelner Bilanzglieder verbessert werden. In Verknüpfung mit den bereits verfügbaren REPRO-Bilanzen wird es dann möglich sein, eine Gesamtemissionsinventur auf Betriebsebene vorzunehmen und näherungsweise das Treibhauspotential auszuweisen.

Schlüsselworte: Kohlenstoffbilanz, Klimarelevanz, Landwirtschaftsbetrieb, Produktionsintensität

Abstract

Carbon balances of farms make it possible to analyse both biologically caused C-fluxes and C-pools and technically caused CO_2-emissions attributable to the direct and indirect use of fossil energy sources, and to display these in an overall picture. The paper describes an appropriate approach to C-balancing at the system level of farms. The model REPRO serves as a basis for the methodology. The material and energy fluxes displayed in the model are extended by the analysis of the C-fluxes and C-pools. The paper describes the algorithms and coefficients necessary for this.

This model approach was applied for farms with different location-specific and management conditions. The objective was to examine the location-specific and management-related C-fluxes and the relationship of biological and technical C-fluxes. The

C-balance in the account level and the C-utilisation rate for plant production, livestock management, and the entire farm are calculated as possible indicators to characterise the net C-balance. The paper discusses the informative value of these indicators. Individual C-fluxes and C-pools are relevant to the environment and the climate. C-balances can also be used to characterise farming systems and to enlarge understanding of the inter-relations between the individual system components at farm level.

The prospects of further development of the methodology of the C-balancing approach presented are discussed. Further studies are to include the C-rhizodeposition, CH_4-emissions and the C-fluxes in production and use of bioenergy sources, as well as to improve the precision of estimating individual balance elements. In conjunction with the REPRO balances already available it will then be possible to conduct an overall emission inventory at farm level and to show the greenhouse potential approximately.

Keywords: carbon balance, climate relevance, farm, production intensity

9.1 Einleitung

Die Stoff- und Energieflüsse in Agrarökosystemen sind Gegenstand zahlreicher wissenschaftlicher Untersuchungen. Auch landwirtschaftliche Betriebe können als Systeme betrachtet und anhand von Stoff- und Energieflüssen charakterisiert werden. Hierbei sind nicht nur die In- und Outputs über die Betriebsgrenze im Sinne einer "Black-Box-Analyse" von Interesse, sondern vielmehr die Vernetzung der Subsysteme Boden, Pflanze und Tier über innerbetriebliche Stoff- und Energieflüsse, die Veränderung von Poolgrößen (z.B. An- und Abreicherung von Humus- und Nährstoffen in Böden) sowie die Beschreibung umweltrelevanter Verlustprozesse (z.B. Emission klimarelevanter Gase: N_2O, CH_4, CO_2, Auswaschung von NO_3, Emission von NH_3). Eine entsprechende Systembetrachtung erfordert ausreichend komplexe und sensitive Modellansätze, mit denen gleichermaßen Einflüsse der Betriebsstruktur, der Produktionsverfahren und der Standortbedingungen erfasst werden können (HÜLSBERGEN, 2003). Die Analyse von Stoff- und Energieflüssen ermöglicht es, landwirtschaftliche Betriebssysteme zu charakterisieren, Umweltwirkungen abzuschätzen und zu bewerten, innerbetriebliche Schwachstellen zu ermitteln und Optimierungsstrategien zu prüfen.

Aufgrund der besonderen Produktions- und Umweltrelevanz des Stickstoffs wurden differenzierte Methoden zur Analyse, Bewertung und Optimierung von Stickstoffflüssen entwickelt (SCHRÖDER *et al.*, 2003; OENEMA *et al.*, 2003). In der landwirtschaftlichen Praxis finden Stickstoffbilanzen breite Anwendung; sie sind teilweise in Stickstoff-Managementsysteme eingebunden (ABRAHAM, 2001). Zur Bewertung einzelner Bilanzglieder wurden standort- und bewirtschaftungsabhängige Zielwerte abgeleitet. Ebenso existieren zahlreiche Publikationen zur Methodik der Energiebilanzierung (KALK & HÜLSBERGEN, 1996; REFSGAARD *et al.*, 1998; HÜLSBERGEN *et al.*, 2001) sowie deren Anwendung in einzelnen Produktionsprozessen oder ganzen Betriebssystemen.

Verglichen mit diesem Entwicklungsstand ist zu konstatieren, dass vergleichbare Modelle zur Bilanzierung und Bewertung von Kohlenstoff(C)-Flüssen auf Betriebsebene nicht vorliegen. Einzelne C-Flüsse und C-Pools wurden sehr tiefgründig analysiert, z.B.

- der Prozess der C-Assimilation durch Pflanzen in der Photosynthese,
- der C-Input von Pflanzen in Böden durch Wurzeln und Wurzelausscheidungen unter Verwendung der ^{14}C-Technik (GRAYSTON *et*

al., 1996; KUZYAKOV *et al.*, 2001; MOLINA *et al.*, 2001),

- die C-Umsetzungen im tierischen Organismus und Atmungsprozesse,
- die C-Umsetzungen bei der Düngerlagerung und Aufbereitung,
- die C-Umsetzungen in landwirtschaftlich genutzten Böden, die Bodenatmung und das C-Quellen- und -Senkenpotential von Böden (KIMBLE *et al.,* 2002; SMITH, 2004).

Im Zusammenhang mit der Klimarelevanz der Landwirtschaft liegen Untersuchungen vor, bei denen unterschiedliche Prozesse bzw. C-Flüsse und C-Pools verknüpft wurden, um zu einer Gesamtaussage zu gelangen. Auf der Grundlage statistischer Daten berechneten HAAS *et al.* (1995a) sowie KÖPKE & HAAS (1995) Kohlenstoffdioxid(CO_2)-Bilanzen für den Agrarsektor der Bundesrepublik Deutschland. Die Abschätzung der CO_2-Emissionen wurde eng mit einer Energiebilanz verknüpft, wobei die Vorleistungen der Industrie zur Herstellung von Betriebsmitteln Eingang fanden. Darüber hinaus wurden auch die CO_2-Senken Pflanze und Boden berücksichtigt.

Zur Untersuchung von Bodenbearbeitungssystemen in den USA (konventionelle, reduzierte Bearbeitung und Direktsaat) nahmen WEST & MARLAND (2002) eine Synthese der C-Speicherung in Böden mit den bewirtschaftungsbedingten CO_2-Emissionen (Einsatz von Energie, Düngemitteln, Pflanzenschutzmitteln, Saatgut, Maschinen und Geräten im Produktionsprozess) vor, um die Netto-CO_2-Flüsse zu bestimmen. Auch KOGA *et al.* (2003) berechneten CO_2-Emissionen konventioneller und reduzierter Bodenbearbeitungssysteme ausgehend vom Energieeinsatz, bezogen auf Produktionssysteme im Norden Japans.

Gesamt-C-Bilanzen wurden bisher kaum für Landwirtschaftsbetriebe, sondern für größere Agrarökosysteme, im regionalen und globalen Maßstab erstellt (ODUM, 1999; IPCC, 2001).

Ziel der vorliegenden Arbeit ist es,

- eine Methodik zur C-Bilanzierung auf der Systemebene des Landwirtschaftsbetriebes abzuleiten und zu beschreiben. Es wird begründet, welche C-Flüsse und C-Pools berücksichtigt werden bzw. welchen Aussagewert diese besitzen. Des Weiteren wird dargestellt, wie diese C-Flüsse und C-Pools auf der Grundlage betrieblich verfügbarer Eingangsdaten unter Nutzung des Modellansatzes ermittelt und zu einer Gesamtaussage verknüpft werden
- diese Methodik beispielhaft in Betriebssystemen unterschiedlicher Struktur und Produktionsintensität anzuwenden. Die ermittelten Daten werden anhand der Literatur kritisch gewertet.
- offene methodische Probleme der C-Bilanzierung aufzuzeigen.

9.2 Material und Methoden

Methodische Grundlage für die C-Bilanzierung in Landwirtschaftsbetrieben ist das Betriebsbilanzierungsmodell REPRO (HÜLSBERGEN *et al.*, 2000; HÜLSBERGEN, 2003). REPRO unterscheidet sich von anderen Modellen inhaltlich durch den Systemansatz und die Abbildung vernetzter Stoff- und Energieflüsse auf Betriebsebene sowie technisch durch die Umsetzung als praxisnutzbare Agrar-Software. Die dem Modell zugrunde liegenden Stoff- und Energie-Bilanzierungsmethoden beruhen auf langjährigen Untersuchungen in Feldexperimenten vor allem im mitteldeutschen Lössgebiet (HÜLSBERGEN & BIERMANN, 1997; ABRAHAM, 2001) und auf grundlegenden Untersuchungen des Stoffumsatzes in der Tierhaltung (z.B. SCHIEMANN, 1981; KIRCHGESSNER *et al.* 1991).

Das PC-Modell REPRO ist modular aufgebaut und kann an unterschiedliche Standort- und Bewirtschaftungsbedingungen angepasst werden (**Abbildung 1**). Es bildet den gesamten Landwirtschaftsbetrieb ab:

- die Standortbedingungen (Boden und Klima),
- die Betriebsstrukturen (Anbaustruktur und Fruchtfolge, Tierbesatz und Tierartenstruktur),
- die Produktionsverfahren (Einsatz von Betriebsmitteln, Arbeitsgänge, Termine),
- die Erträge, die Leistungen und die Qualität der Produkte,
- die Kosten und Erlöse.

Es werden folgende, für die C-Bilanzierung relevante Betriebs- und Umweltbereiche analysiert:

- die Stoff- und Energieflüsse im System Boden-Pflanze-Tier in Abhängigkeit vom Standort und von der Bewirtschaftung,
- die Humuswirtschaft und der Humushaushalt ackerbaulich genutzter Flächen.

Der C-Kreislauf Atmosphäre-Pflanze-Tier-Boden-Atmosphäre sowie die CO_2-Quellen- und Senkenfunktion der Böden wurden bisher im Modell REPRO nicht abgebildet. Eine Erweiterung des Modellansatzes um die relevanten C-Flüsse und C-Pools wurde daher vorgenommen. Die Datenerfassung in den Betrieben wird durch die Bereitstellung umfangreicher Datensammlungen in den Modell-Stammdaten unterstützt, bezüglich der C-Bilanz z.B. C-Gehalte der Pflanzen- und Tierprodukte, des Futters, der Exkremente.

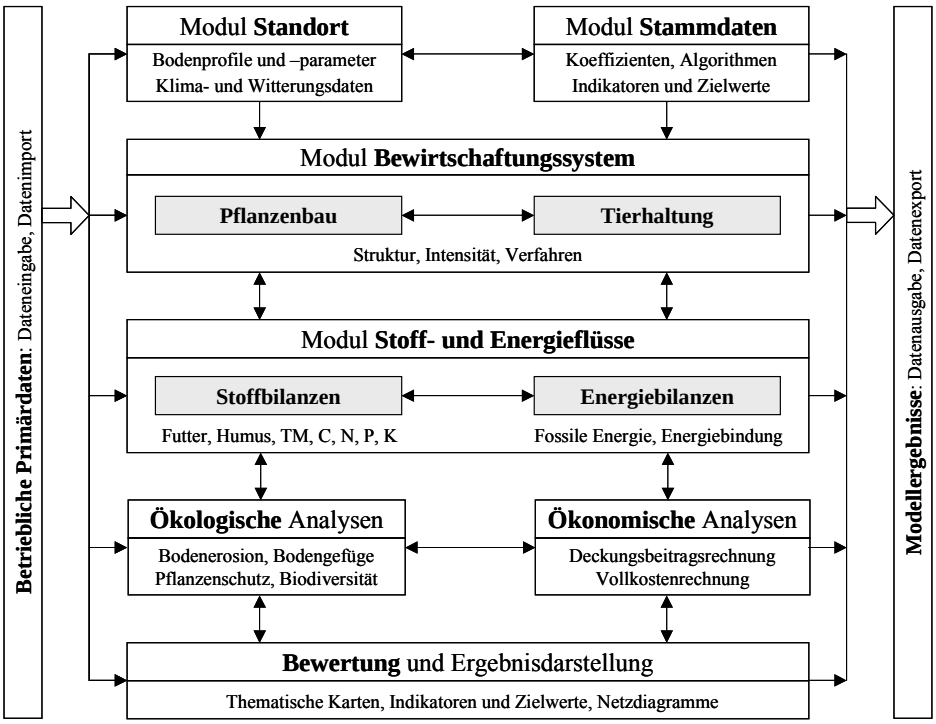


Abbildung 1: Struktur des Modells REPRO

Tabelle 1: Beispiele für Primärenergieäquivalente und C-Emissionsfaktoren

Stoff/Leistung	ME	Primärenergie-äquivalent MJ ME^{-1}	C-Emissions-faktor kg C ME^{-1}	Quelle
Mineraldünger				
Stickstoff	kg	49,1	0,777	PATYK & REINHARDT (1997)
Phosphor	kg	40,5	0,701	PATYK & REINHARDT (1997)
Kalium	kg	12,7	0,205	PATYK & REINHARDT (1997)
Calzium	kg	3,35	0,109	PATYK & REINHARDT (1997)
Pflanzenschutz				
Pflanzenschutzmittel	kg	331,8	6,295	GEMIS (2002)
Energieträger				
Diesel	kg	47,8	0,972	GEMIS (2002)
Erdgas	m³	40,3	0,607	GEMIS (2002)
Propangas	kg	58,6	1,011	GEMIS (2002)
Strom	kWh	11,4	0,202	PATYK & REINHARDT (1997)
Heizöl	kg	48,0	0,973	GEMIS (2002)
Transport				
Lkw mit Anhänger[1)]	1000 tkm	1533	29,328	GEMIS (2002)
Investitionsgüter (Anteil pro Jahr)				
Maschinen	kg	9	0,107	GEMIS (2002)
Ausrüstung	kg	13	0,161	GEMIS (2002)
Stall, Betonfläche	m²	88	1,643	GEMIS (2002)
Unterstellhalle, Silo	m²	63	1,176	GEMIS (2002)

[1)] beim Einsatz außerorts

Im Datenbestand des Modells REPRO fehlten bisher die C-Emissionsfaktoren für die Produktion und Bereitstellung der zugekauften Betriebsmittel (Mineraldünger, Pflanzenschutzmittel) und Investitionsgüter (mobile Maschinen, technische Ausrüstungen, Gebäude, bauliche Anlagen) sowie für betriebsfremde Aufwendungen von zugekauften landwirtschaftlichen Betriebsmitteln (Saatgut, Futter, Tiere). Geeignete Werte wurden der Literatur entnommen (Beispiele in **Tabelle 1**). In Bezug auf die C-Bilanz wurden nicht die klimarelevanten CO_2-Äquivalente (unter Berücksichtigung aller klimarelevanten Gase) einbezogen, sondern die bei der Herstellung und Bereitstellung enstehenden C-Emissionsfaktoren. Meistens sind die Unterschiede nur marginal, im Einzelfall jedoch erheblich (z.B. Produktion von Stickstoffdünger; nach PATYK & REINHARDT, 1997: bei Berücksichtigung der N_2O-Emissionen ergibt sich ein CO_2-Äquivalent von 7,82 kg $kg^{-1}N$ gegenüber einem CO_2-Emissionsfaktor von 2,83 kg $kg^{-1}N$). Für die im Produktionsprozeß eingesetzten Energieträger werden die CO_2-Emissionen bei der Verbrennung zuzüglich der bis zur Bereitstellung emittierten CO_2-Mengen in den C-Emissionsfaktoren berücksichtigt.

Im PC-Modell REPRO wurden bisher die in Ernte- und Wurzelrückständen enthaltenen C-Mengen sowie die C-Zufuhr mit Wurzelausscheidungen nur indirekt bei der Humusbilanzierung einbezogen. Die Humusbilanzierung beruht auf Ergebnissen aus Dauerversuchen. Unter Berücksichtigung von Mineralisierungs- und Humifizierungsvorgängen wird die Netto-Humusvorratsänderung im Boden berechnet

(LEITHOLD *et al.*, 1997; ABRAHAM, 2001). Aus den Ergebnissen auf Teilschlägen und Schlägen kann ein betrieblicher Durchschnittswert der C-Anreicherung bzw. -Abreicherung kalkuliert werden. Die C-Bindung in den Ernte- und Wurzelrückständen ist erheblich und sollte in betrieblichen C-Bilanzen nicht vernachlässigt werden. Daher wird diese C-Menge anhand mittlerer ertragsspezifischer Erntereste und Wurzelmassen sowie C-Gehalte (KLAPP, 1971; KÖRSCHENS, 1993) kalkuliert und in die Bilanz einbezogen (**Tabelle 2**, **Gl. 2**). Wurzelausscheidungen während der Vegetationsperiode bleiben unberücksichtigt. Die in den Ergebnissen ausgewiesene C-Assimilation enthält die C-Bindung in den erntbaren Produkten einschließlich Stroh- und Gründüngung sowie die C-Menge der Ernterückstände und der Wurzelmasse.

Die separate C-Bilanzierung auf den Ebenen Pflanzenbau, Tierhaltung und Gesamtbetrieb erlaubt Aussagen zur C-Effizienz unterschiedlicher Produktionsrichtungen sowie auf Betriebsebene. Der C-Saldo im Pflanzenbau (SCP, **Tabelle 2, Gl. 3**) enthält alle vom Feld abgefahrenen Ernteprodukte abzüglich des Saatgutzukaufs (Netto-C-Bindung in verwerteten Ernteprodukten). In der Tierhaltung enthält der C-Saldo (SCT, **Gl. 4**) das tierische Marktprodukt und den organischen Dünger abzüglich des in zugekauften Tieren gebundenen Kohlenstoffs. Aufgrund unvermeidbarer C-Verluste beim Stoffwechsel der Tiere sowie bei der Gewinnung und Aufbereitung organischer Dünger ist die in tierischen Produkten gebundene C-Menge immer deutlich geringer als die mit den Futtermitteln zugeführte C-Menge. Für den Gesamtbetrieb werden im pflanzlichen und tierischen Marktprodukt gebundener Kohlenstoff, im Humus akkumulierter und mit organischen Düngern verkaufter Kohlenstoff abzüglich der mit Saatgut, organischen Düngern, Futter, Tieren zugekauften C-Mengen bilanziert (Netto-C-Bindung des Betriebssystems, **Gl. 5**). Die C-Emissionen werden getrennt nach Boden (Bodenatmung), Tierhaltung und Futterkonservierung (**Tabelle 2**) ermittelt.

Gegenüber der Energiebilanz (KALK & HÜLSBERGEN, 1997) hat die C-Bilanz den Vorteil, dass auch die C-Flüsse der organischen Düngung und der Verluste durch Bodenatmung, Stoffwechsel der Tiere sowie Lagerung und Rotte der Exkremente einbezogen werden können.

Die C-Verwertungsrate ist analog zur N-Verwertungsrate (HÜLSBERGEN, 2003, S. 59) für die jeweilige Betrachtungsebene als Verhältnis des Kohlenstoffs in Produkten und des zugeführten Kohlenstoffs definiert (**Tabelle 2, Gln. 8 bis 10**). Bei der C-Verwertungsrate in der Tierhaltung werden zwei Varianten unterschieden, ohne den organischen Dünger als Produkt (**Gl. 9.1**) und mit dem organischen Dünger als Produkt (**Gl. 9.2**).

Die C-Verwertung im Pflanzenbau (VCP, **Gl. 8**) entspricht dem C-Ernte- bzw. Harvest-Index. Der Harvest-Index wird in der Literatur zumeist auf Trockenmasse oder Stickstoff bezogen. Er gibt das Verhältnis des verwertbaren Erntegutes (z.B. Getreidekorn) zur oberirdischen Biomasse bzw. zur Gesamtbiomasse an und wird als wichtige Kenngröße der Ertragsbildung von Nutzpflanzen angesehen (KELLER *et al.*, 1999; JUNG, 2003; ZHANG, 2004). Der C-Harvest-Index in dieser Arbeit gibt an, wie hoch der Anteil der geernteten Biomasse an der Gesamtbiomasse ist (bezogen auf C), d.h. wieviel Kohlenstoff dem System mit den Ernteprodukten entzogen wird.

Tabelle 2: Berechnung flächenbezogener C-Salden und C-Emissionen sowie der C-Verwertungsraten

(1)	$C_X = FM_X \cdot \frac{t_X}{100} \cdot c_X$
(2)	$C_A = C_{MP} + C_{FE} + C_{GS} + C_{EW} + C_{SE} + E_{KV}$
(3)	$S_{CP} = C_{MP} + C_{FE} + C_{SE} - C_{SZ}$
(4)	$S_{CT} = C_{MT} + C_{OT} + C_{OV} - C_{TZ}$
(5)	$S_{CF} = C_{MP} + C_{MT} + C_{AH} + C_{OV} - C_{SZ} - C_{OZ} - C_{FZ} - C_{TZ}$
(6)	$E_{CB} = C_{GS} + C_{EW} + C_{SE} + C_{SZ} + C_{OZ} + C_{OT} - C_{AH}$
(7)	$E_{CS} = C_{FE} + C_{FZ} + C_{TZ} - C_{MT} - C_{OT} - C_{OV}$
(8)	$V_{CP} = \frac{C_{MP} + C_{FE} + C_{SE}}{C_A} \cdot 100$
(9.1)	$V_{CTO} = \frac{C_{MT} - C_{TZ}}{C_{FE} + C_{FZ}} \cdot 100$
(9.2)	$V_{CTM} = \frac{C_{MT} + C_{OT} + C_{OV} - C_{TZ}}{C_{FE} + C_{FZ}} \cdot 100$
(10)	$V_{CF} = \frac{C_{MP} + C_{MT} + C_{AH} + C_{OV}}{C_A + C_{SZ} + C_{OZ} + C_{FZ} + C_{TZ}} \cdot 100$

Erklärung:

CX	Kohlenstoff(C)-Menge in organischer Substanz	kg ha^{-1}
CA	C-Assimilation	kg ha^{-1}
SCP	C-Saldo im Pflanzenbau (Netto-C-Bindung in verwerteten Produkten)	kg ha^{-1}
SCT	C-Saldo in der Tierhaltung (Netto-C-Bindung in verwerteten Produkten)	kg ha^{-1}
SCF	C-Saldo auf Betriebsebene (Netto-C-Bindung in verwerteten Produkten und im Boden)	kg ha^{-1}
ECB	C-Emission im Boden (Bodenatmung)	kg ha^{-1}
ECS	C-Emission durch Stoffwechsel in der Tierhaltung	kg ha^{-1}
EKV	C-Emission bei der Futterkonservierung	kg ha^{-1}
VCP	C-Verwertungsrate im Pflanzenbau (Harvest-Index)	%
VCTO	C-Verwertungsrate in der Tierhaltung ohne organischen Dünger	%
VCTM	C-Verwertungsrate in der Tierhaltung mit organischem Dünger	%
VCF	C-Verwertungsrate auf Betriebsebene	%
FMX	Trockenmassegehalt der Frischmasse	kg ha^{-1}
tX	C-Gehalt in der Trockenmasse	% TM
cX	C-Gehalt in der Trockenmasse	kg C kg^{-1} TM
CMP	C im Marktprodukt des Pflanzenbaus	kg ha^{-1}
CFE	C im Futter-Eigenprodukt	kg ha^{-1}
CGS	C in Stroh- und Gründünger	kg ha^{-1}
CEW	C in Ernteresten und Wurzelmasse	kg ha^{-1}
CSE	C im Saatgut-Eigenprodukt	kg ha^{-1}
CSZ	C im zugekauften Saatgut	kg ha^{-1}
CMT	C im Marktprodukt der Tierhaltung	kg ha^{-1}
COT	C im betrieblich genutzten organischen Dünger der Tierhaltung	kg ha^{-1}
COV	C im verkauften organischen Dünger der Tierhaltung	kg ha^{-1}
CTZ	C in zugekauften Tieren	kg ha^{-1}
CAH	C akkumuliert im Humus	kg ha^{-1}
COZ	C im zugekauften organischen Dünger	kg ha^{-1}
CFZ	C im zugekauften Futter und Stroh	kg ha^{-1}

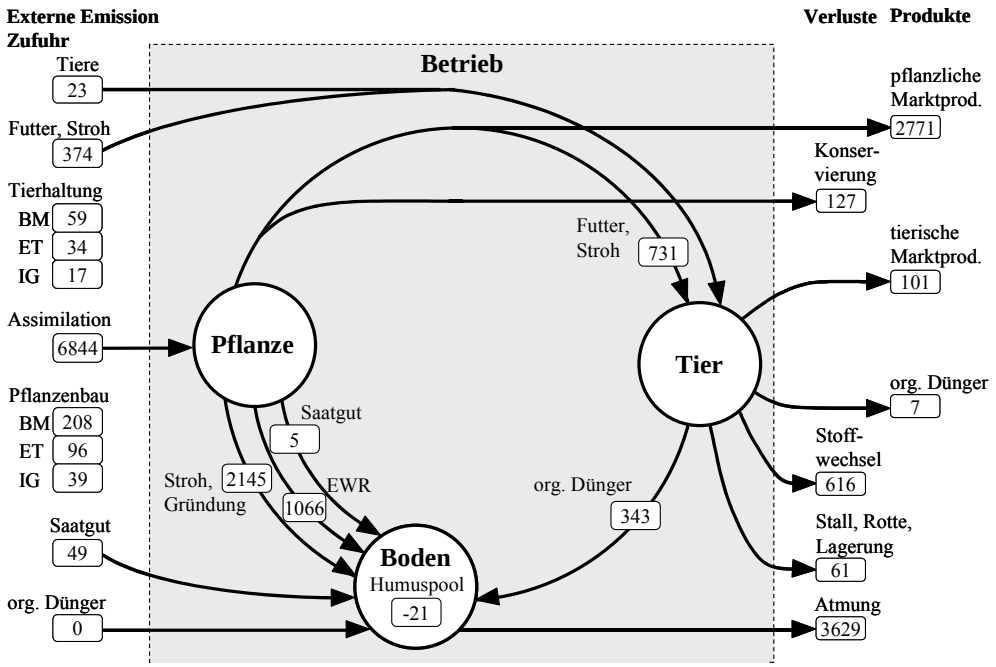


Abbildung 2: C-Flüsse im Landwirtschaftsbetrieb mit Tierhaltung sowie externe durch direkten und indirekten Einsatz fossiler Energieträger verursachte Emissionen (Daten des Betriebes 5; C-Mengen in kg ha^{-1})

Die Produktionsprozesse im Landwirtschaftsbetrieb erfordern den Einsatz von Energieträgern, Betriebsmitteln und Investitionsgütern, deren Produktion und Bereitstellung CO_2-Emissionen in Vorleistungsbereichen zur Folge haben, die als externe Emissionen aufgefasst werden können. Die Nutzung von Energieträgern (z.B. Dieselkraftstoff) in landwirtschaftlichen Produktionsprozessen ist nicht unmittelbar mit den biologischen C-Umsetzungen verknüpft. Deshalb wird dieser C-Anteil den externen Emissionen zugeordnet (**Abbildung 2**). Bei der Einschätzung der CO_2-Emissionen von Landwirtschaftsbetrieben werden die externen CO_2-Emissionen aus dem Vorleistungsbereich in die Bilanzierung einbezogen (vgl. KÖPKE & HAAS, 1995; DÄMMGEN & ROGASIK, 1996). Neben dem Flächenbezug ist es analog zur Energie- und Nährstoffbilanz zweckmäßig, Kennzahlen der C-Bilanz auf eine Produkteinheit zu beziehen. Als Bezugsgröße hat sich die Getreideeinheit (GE) bewährt (KALK & HÜLSBERGEN, 1997), da sie zusammenfassende Aussagen im Pflanzenbau, in der Tierhaltung und im Gesamtbetrieb erlaubt. Als GE-Schlüssel wird eine im PC-Modell REPRO verwendete Version genutzt (BECKER, 1988). Der GE-Ertrag im Pflanzenbau entspricht den vom Feld abgefahrenen Ernteprodukten abzüglich des Saatgutzukaufs, in der Tierhaltung dem tierischen Marktprodukt abzüglich des Tierzukaufs und im Gesamtbetrieb dem pflanzlichen und tierischen Marktprodukt abzüglich des Saatgut-, Tier- und Futterzukaufs. Bei vergleichenden Analysen der Tierhaltung ist es zweckmäßig, die Ergebnisse auf den Tierbestand in Großvieheinheiten zu beziehen. Im PC-Modell REPRO wurde als Bezugsgröße die energetische Großvieheinheit mit einem Futterenergiebedarf von 30 GJ a^{-1} definiert, die eine leistungsabhängige Berechnung des Tierbestandes er-

möglicht. Im Vergleich dazu entspricht die Vieheinheit (VE) mit einem Futterbedarf von 20 Getreideeinheiten (FAUSTZAHLEN, 1993) ebenfalls etwa 30 GJ Futterenergie.

Wesentlich für die Genauigkeit und Aussagekraft betrieblicher Bilanzen sind die in den Betrieben erhobenen Primärdaten. Unschärfen bei diesen Werten sind sowohl für Erträge und Leistungen (z.B. Weideerträge) als auch für Betriebsmittel und Investitionsgüter gegeben. Bei den zugekauften Betriebsmitteln werden betrieblich erfaßte Daten genutzt. Die Ermittlung der Investitionsgüter erfolgte unter Nutzung der betrieblichen Inventarlisten für die Maschinen sowie durch Bestands- und Größenerfassung der Bauten, baulichen Anlagen und Ausrüstungen in den Betrieben.

Zur Einschätzung der Produktionsintensität dient in diesem Beitrag der Einsatz direkter und indirekter Energie (Primärenergie der eingesetzten Energieträger, Produktion und Bereitstellung der zugekauften Betriebsmittel und Investitionsgüter vgl. **Tabelle 1**). Die dazu notwendigen Energiebilanzen (KALK & HÜLSBERGEN, 1996; HÜLSBERGEN & KALK, 2001) ermöglichen, ergänzend zu den C-Bilanzen die Energieeffizienz der untersuchten Betriebssysteme einzuschätzen. Dazu wird die Kennzahl Energieintensität, d.h. das Verhältnis aus eingesetzter fossiler Energie und Ertrag in Getreideeinheiten, genutzt.

9.3 Ergebnisse

Zur Darstellung des Prinzips der C-Bilanzierung und zur Beschreibung der Größenordnungen der relevanten C-Flüsse auf Betriebsebene wurden beispielhaft 5 Betriebe ausgewählt, für die jeweils mindestens dreijährige Primärdaten vorlagen. Es wurden bewusst unterschiedliche Standorte und Betriebstypen (mit und ohne Tierhaltung) einbezogen (**Tabelle 3**). Die Betriebe des ökologischen Landbaus sind gegenüber den konventionell wirtschaftenden Vergleichsbetrieben sowohl durch die Ackerzahl als auch durch die landwirtschaftlich genutzte Fläche benachteiligt, weshalb im folgenden keine Schlussfolgerungen bezüglich eines Systemvergleichs gezogen werden können.

Der ausgewiesene Einsatz fossiler Energie im Pflanzenbau erreicht Werte zwischen 10 und 20 GJ ha^{-1} (**Tabelle 3**) und entspricht damit Ergebnissen früherer Untersuchungen (KALK *et al.*, 1996; KALK & HÜLSBERGEN, 1997). Bei der Bewertung des flächenbezogenen genen Energieeinsatzes sind die Anbaustruktur (hier nicht dargestellt) und die Standortbedingungen zu beachten.

Der Tierbesatz der drei tierhaltenden Untersuchungsbetriebe liegt in vergleichbarer Größenordnung (**Tabelle 3**), jedoch sind die unterschiedlichen Herdengrößen und die Produktionsrichtungen zu berücksichtigen. Im Vergleich der 3 tierhaltenden Betriebe sinkt der Energieeinsatz GJ GV^{-1} mit steigender Herdengröße; dieser Zusammenhang ist in weiteren Untersuchungen zu prüfen. Durch den Einfluss der Tierhaltung werden die Unterschiede der Produktionsintensität im Pflanzenbau teilweise kompensiert.

Der Ertrag in Getreideeinheiten wird von der Betriebsstruktur, der Produktionsintensität und den natürlichen Standortbedingungen beeinflusst. Im ökologisch bewirtschafteten Betrieb 3 wird mit einem Viehbesatz von 0,49 GV ha^{-1} nahezu der gesamte Pflanzenertrag für die Versorgung der Tiere benötigt. Die Energieintensität wird wesentlich von den Erträgen und Leistungen geprägt.

Tabelle 3: Betriebscharakteristik, Produktionsintensität und Energiebilanz

Betriebskenngröße	ME	Betrieb 1	Betrieb 2	Betrieb 3	Betrieb 4	Betrieb 5
Betriebscharakteristik						
Bewirtschaftungsart[1)]		ÖL	KL	ÖL	KL	KL
Bodensubstrat		Löss	Löss	Sand	Sand	Löss
Ackerzahl		62	79	21	48	89
Landw. Nutzfläche	ha	165	2046	69	1489	2286
Grünland	ha (%)			29 (42)	279 (19)	54 (2)
Tierbesatz	GV ha^{-1}			0,49	0,40	0,67
Tierproduktionsrichtung				Milchvieh[2)] Schweinemast[2)]	Milchvieh[2)] Rindermast[2)]	Milchvieh[2)] Rindermast Schaf
Einsatz fossiler Energie						
Pflanzenbau	GJ ha^{-1}	13,5	18,1	10,3	14,8	19,4
Tierhaltung	GJ GV^{-1}			14,6	9,8	5,5
Betrieb	GJ ha^{-1}	13,5	18,1	17,5	18,7	23,1
Direkter und indirekter Einsatz fossiler Energie, bezogen auf den Betrieb						
Betriebsmittel	GJ ha^{-1}	1,6	12,2	0,4	8,6	12,6
Direkte Energie	GJ ha^{-1}	6,2	4,1	5,8	6,6	6,4
Investitionsgüter	GJ ha^{-1}	5,6	1,7	11,2	3,5	4,1
Ertrag						
Pflanzenbau	GE ha^{-1}	34,6	77,8	19,7	50,8	87,0
Pflanzl. Marktprodukt	GE ha^{-1}	34,6	77,8	2,6	38,7	76,5
Tierhaltung	GE GV^{-1}			26,0	34,5	18,8
Betrieb	GE ha^{-1}	34,6	77,8	14,0	51,1	82,4
Energieintensität						
Pflanzenbau	MJ GE^{-1}	390	232	524	291	223
Tierhaltung	MJ GE^{-1}			561	285	290
Betrieb	MJ GE^{-1}	390	232	1250	366	280

[1)] ÖL – Ökologischer Landbau, KL – Konventioneller Landbau
[2)] mit Nachzucht

Gegenüber natürlichen Ökosystemen mit vielschichtigen Nahrungsnetzen sind die C-Flüsse in Agrarökosystemen deutlich verändert – es dominieren wenige C-Flüsse. Den Systemen werden erhebliche C-Mengen in Form der Marktprodukte entnommen (**Abbildung 2**). Ein wesentliches Ziel der Eingriffe in Agrarökosysteme besteht darin, den Ertrag an erntbarer Biomasse und damit auch die Netto-C-Bindung (SCP, **Tabelle 2**) zu maximieren. Die Bindung von atmosphärischem Kohlenstoff (CA, **Tabelle 2**) durch die Photosynthese erreicht im Betrieb 5 fast 6850 kg ha^{-1}. 40 % des assimilierten Kohlenstoffs wird in diesem Betrieb als pflanzliches Marktprodukt verkauft. 31 % bleiben zur Stroh- und Gründüngung auf den Flächen, 16 % gelangen als Ernterest und Wurzelmasse in den Boden. In der Summe werden dem Boden größere C-Mengen zugeführt als in Form pflanzlicher Produkte aus dem Betriebssystem exportiert werden. Nicht einbezogen sind Wurzelausscheidungen während der Vegetationsperiode, d.h. die C-Zufuhr zum Boden wird mit diesem Ansatz noch unterschätzt.

Etwa 11 % des assimilierten Kohlenstoffs des Betriebes 5 werden in der Tierhaltung als Futter und

Einstreu genutzt. Bei der Futterkonservierung zu Silage und Heu werden etwa 2 % des assimilierten C in die Atmosphäre emittiert. Aus der Tierhaltung werden tierische Marktprodukte und geringe Mengen organischer Dünger verkauft. In den tierischen Marktprodukten des Betriebes sind 9 % des Kohlenstoffs gebunden, der der Tierhaltung aus dem Pflanzenbau und durch Zukauf von Futter, Stroh und Tieren zugeführt wird. Im organischen Dünger sind 31 % dieser Zufuhren enthalten. Durch den Stoffwechsel der Tiere werden etwa 55 % des der Tierhaltung zugeführten Kohlenstoffs emittiert (CO_2-Atmung, CH_4-Emission), bei den Rotteprozessen der Exkremente und Einstreu 5 %. Dieser Anteil ist wegen der Gülleaufstallung der Rinder relativ gering. Die C-Emissionen der Tierhaltung sind nicht in CO_2- und CH_4-Emissionen differenziert, sondern nur als Summe ausgewiesen.

Im Boden werden die zugeführten organischen Dünger, Erntereste und Wurzelmassen abgebaut und veratmet. Zum zeitlichen Ablauf dieser C-Umsetzungen werden keine Angaben gemacht. Es ist jedoch davon auszugehen, dass erhebliche Anteile der zugeführten C-Mengen im betrachteten Bilanzzeitraum (3 Jahre) noch in der organischen Bodensubstanz (OBS) gebunden sind, andererseits entsprechende C-Mengen aus dem umsetzbaren Anteil der OBS mineralisiert wurden. In die C-Bilanz sind nur die Netto-Veränderungen des Humuspools (ΔC_{org}) anhand von Humusbilanzen näherungsweise einbezogen. Verglichen mit der Gesamt-C-Zufuhr ist die mögliche C-An- und Abreicherung im Boden (Netto-C-Senke oder -Quelle) relativ gering und zeitlich befristet. Im Falle eines C_{org}-Fließgleichgewichtes im Boden entspricht die Summe der C-Zufuhren exakt der C-Abgabe. Im Beispielsbetrieb 5 weist die negative Humusbilanz sogar auf eine geringfügige Abnahme der C_{org}-Mengen hin (unterhalb der Nachweisgrenze).

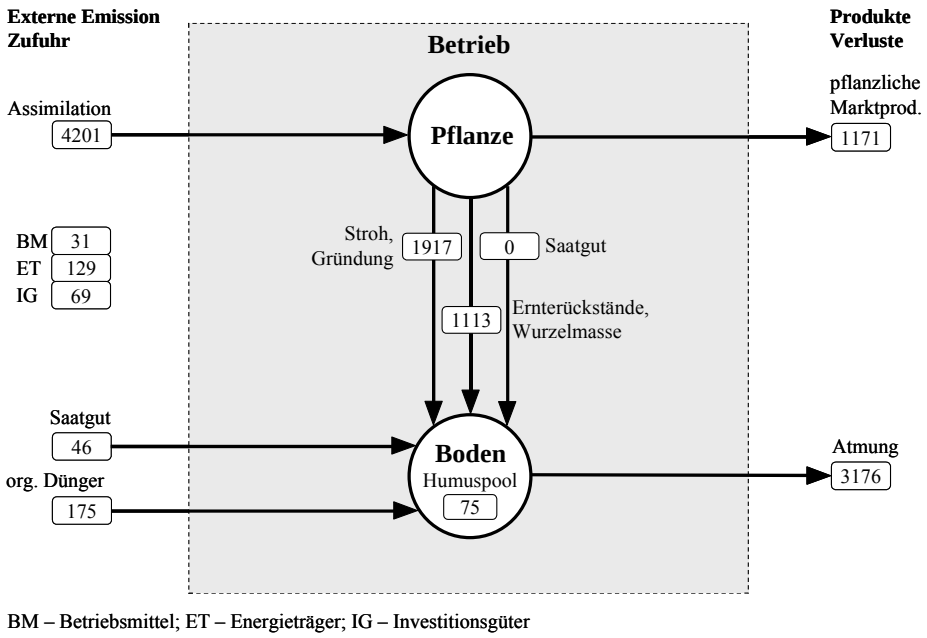


Abbildung 3: C-Flüsse im Landwirtschaftsbetrieb ohne Tierhaltung sowie externe durch direkten und indirekten Einsatz fossiler Energieträger verursachte Emissionen (Daten des Betriebes 1; C-Mengen in kg ha^{-1})

Sehr vereinfacht stellen sich die C-Flüsse in Betrieben ohne Tierhaltung dar (Beispiel in **Abbildung 3**). Der ökologisch bewirtschaftete Betrieb 1 erreicht eine C-Bindung von 4200 kg ha^{-1}. Beim Vergleich mit der C-Bindung des Betriebes 5 sind neben der geringeren Produktionsintensität auch die natürlichen Voraussetzungen (**Tabelle 3**, Ackerzahl 62 gegenüber 89) zu berücksichtigen. 28 % des assimilierten Kohlenstoffs wird als pflanzliches Marktprodukt verkauft. 46 % des in erntbaren Produkten gebundenen Kohlenstoffs wird als Stroh- und Gründüngung dem Boden zugeführt, wodurch zusammen mit den Ernte- und Wurzelrück- ständen und dem zugekauften organischen Dünger eine Netto-C-Akkumulation im Humuspool bewirkt wird. Die Unterschiede der externen C-Emissionen für Betriebsmittel, Energieträger und Investitionsgüter sind im Vergleich zum Pflanzenbau im Betrieb 5 (**Abbildung 2**) erheblich. Dem wesentlich geringeren Aufwand für Betriebsmittel stehen vergleichsweise höhere C-Emissionen mit eingesetzten Energieträgern und Investitionsgütern gegenüber. Ursachen sind bezüglich der Betriebsmittel die Bewirtschaftung ohne Stickstoffmineraldünger und chemische Pflanzenschutzmittel im Betrieb 1 sowie bezüglich der Energieträger und Investitionsgüter die wesentlich kleinere landwirtschaftlich genutzte Fläche (**Tabelle 3**).

Die flächenbezogene C-Assimilation der 5 Untersuchungsbetriebe (**Tabelle 4**) ist neben der Anbaustruktur vor allem von der Intensität der Bewirtschaftung und den natürlichen Bedingungen abhängig (**Tabelle 3**). Gegenüber den konventionell bewirtschafteten Betrieben ist der prozentuale C-Anteil der Erntereste und Wurzelmasse am assimilierten Kohlenstoff bei den ökologisch bewirtschafteten Betrieben 1 und 3 wesentlich höher. Erreicht wird dies durch einen hohen Klee- und Gräseranteil in der Fruchtfolge sowie im Betrieb 3 durch umfangreichen Zwischenfruchtanbau. Betrieb 3 benötigt das gesamte Stroh für die Tierhaltung, so dass keine Strohdüngung wie in den anderen Betrieben erfolgt, dafür aber ein C-Rückfluss in Form hochwertiger Stallmistkomposte. Die Strohdüngung ist besonders in den viehlosen Betrieben 1 und 2 ausgeprägt. Bei den Vieh haltenden Betrieben werden die pflanzlichen Marktprodukte durch das benötigte Futter vermindert (**Tabelle 4**). Dies ist besonders deutlich im Öko-Betrieb 3 mit geringem Ertragspotential und im Verhältnis dazu hohem Tierbesatz (**Tabelle 3**). Die C-Menge im pflanzlichen Marktprodukt ist daher marginal.

Der C-Harvest-Index (**Tabelle 5**) ist abhängig von den angebauten Fruchtarten und der Ertragsverwendung. Den niedrigsten C-Harvest-Index weist Betrieb 1 mit 27 % auf. Es werden ausschliesslich marktfähige Produkte geerntet, Stroh und Zwischenfrüchte dienen der Humusreproduktion. Der trotz ungünstigerer Standortbedingungen gegenüber Betrieb 1 höhere Index im Betrieb 3 ist durch die Ernte aller Nebenprodukte für die Versorgung der Tiere begründet. Bei gleicher Biomasse ist der C-Input in den Boden um so geringer, je höher der C-Harvest-Index ist. Obwohl die C-Assimilation des Betriebes 5 die des Betriebes 1 um ca. 2500 kg ha^{-1} übertrifft (**Tabelle 4**), ist der C-Input in den Boden in Form von Ernteresten, Wurzelmasse, Stroh und Gründünger nahezu identisch (> 3000 kg ha^{-1}). Als potentielle C-Senke ist die Humusakkumulation in Ackerböden anzusehen (**Tabelle 4**). Verglichen mit den C-Inputs (2200 bis > 3500 kg C ha^{-1}) werden jedoch nur geringe C-Mengen langfristig in den Böden gespeichert. Die Humusbilanzen weisen Netto-C-Vorratsänderungen in Höhe von -21 bis 89 kg C ha^{-1} aus. Ob es zu einer C-An- oder -Abreichung kommt, hängt nicht nur von der dem Boden zugeführten C-Menge, sondern den Humusgehalten, den Mineralisierungsbedingungen, und der Qualität der organischen Primärsubstanz (Stoffgruppenzusammen-

setzung, Humifizierungsrate) ab. So wurde für Betrieb 5 zwar die höchste C-Zufuhr ausgewiesen, zugleich aber eine Netto-C-Abreicherung berechnet. Ausschlaggebend sind der umfangreiche Hackfruchtanbau mit intensiver Bodenlockerung und die geringe Humusreproduktionsrate der zugeführten organischen Substanz (überwiegend Stroh und Zuckerrübenblatt).

Im Tierhaltungsbereich zeigen sich deutliche Unterschiede in der C-Effizienz (**Tabelle 5**), die u.a. auf die Haltungsrichtung und das Leistungsniveau zurückzuführen sind. Die C-Verwertung im tierischen Marktprodukt (VCTO, **Tabelle 2, Gl 9.1**) beträgt zwischen 4,7 und 7,1 % des eingesetzten Futters. Wird der organische Dünger ebenfalls als Produkt betrachtet (VCTM, **Gl 9.2**), erhöht sich die C-Verwertungsrate um etwa 30 %. In Betrieben ohne Tierhaltung kann die C-Verwertung 45 % erreichen.

Tabelle 4: Daten zu betrieblichen Kohlenstoffflüssen

Kennziffer	ME	Betrieb 1	Betrieb 2	Betrieb 3	Betrieb 4	Betrieb 5
C-Zufuhr und C-Zukauf						
C-Assimilation	kg C ha^{-1}	4201	6314	3409	4829	6844
Saatgut	kg C ha^{-1}	46	48	3	37	49
Organische Dünger	kg C ha^{-1}	175	104		163	
Futter und Stroh	kg C ha^{-1}			66	7	374
Tiere	kg C ha^{-1}					23
Innerbetriebliche C-Flüsse						
Erntereste, Wurzelmasse	kg C ha^{-1} (%)	1113 (26)[1)]	1074 (17)	1757 (52)	1192 (25)	1066 (16)
Stroh- und Gründünger	kg C ha^{-1} (%)	1917 (46)	2401 (38)	143 (4)	1221 (25)	2145 (31)
Futter-, Stroheigenprodukt	kg C ha^{-1} (%)			1195 (35)	903 (19)	731 (11)
Org. Dünger Tierhaltung	kg C ha^{-1}			341	290	343
Flächenbezogene biologische C-Emissionen im Pflanzenbau und in der Tierhaltung						
Boden (Bodenatmung)	kg C ha^{-1}	3176	3580	2184	2892	3629
Futterkonservierung	kg C ha^{-1} (%)			182 (5)	110 (2)	127 (2)
Stoffwechsel (Tieratmung)	kg C ha^{-1}			571	501	616
Rotte organischer Dünger	kg C ha^{-1}			290	55	61
Produktbezogene biologische C-Emissionen im Pflanzenbau, in der Tierhaltung und auf Betriebsebene						
Pflanzenbau	kg C GE^{-1}	92	46	120	59	43
Tierhaltung	kg C GE^{-1}			67	40	54
Betrieb	kg C GE^{-1}	92	46	231	70	54
Marktprodukte						
des Pflanzenbaus	kg C ha^{-1} (%)	1171 (28)	2838 (45)	103 (3)	1404 (29)	2771 (40)
der Tierhaltung	kg C ha^{-1}			60	63	101
Humusakkumulation	kg C ha^{-1}	75	46	89	11	-21

[1)] alle Prozentangaben beziehen sich auf die C-Assimilation

Tabelle 5: Flächenbezogene Kohlenstoffsalden und Kohlenstoffverwertungsraten

Kennziffer	ME	Betrieb 1	Betrieb 2	Betrieb 3	Betrieb 4	Betrieb 5
Flächenbezogene C-Salden						
Pflanzenbau	kg C ha^{-1} (%)	1125 (27)	2791 (45)	1323 (39)	2269 (47)	3458 (51)
Tierhaltung	kg C ha^{-1}			401	353	425
Betrieb	kg C ha^{-1}	1025	2733	182	1271	2409
C-Verwertungsraten						
Pflanzenbau (C-Harvest-Index)	%	27,9	45,0	38,9	47,8	51,2
Tierhaltung						
ohne org. Dünger	%			4,7	7,0	7,1
mit org. Dünger	%			31,6	38,9	38,5
Betrieb	%	28,2	44,6	7,3	29,4	39,2
Alle Prozentangaben beziehen sich auf die C-Assimilation (Tabelle 4).						

Tabelle 6: Flächen- und produkbezogene externe C-Emissionen für eingesetzte Betriebsmittel, Energieträger und Investitionsgüter

Kenngröße	ME	Betrieb 1	Betrieb 2	Betrieb 3	Betrieb 4	Betrieb 5
Pflanzenbau						
Betriebsmittel	kg C ha^{-1}	31	206	2	133	208
Energieträger	kg C ha^{-1}	129	85	55	88	96
Investitionsgüter	kg C ha^{-1}	69	24	92	34	39
Summe	kg C ha^{-1}	230	315	149	255	342
Tierhaltung						
Betriebsmittel	kg C GV^{-1}			24	44	87
Energieträger	kg C GV^{-1}			121	108	51
Investitionsgüter	kg C GV^{-1}			109	37	26
Summe	kg C GV^{-1}			254	189	164
Betrieb						
Betriebsmittel	kg C ha^{-1}	31	206	13	151	266
Energieträger	kg C ha^{-1}	129	85	114	131	130
Investitionsgüter	kg C ha^{-1}	69	24	146	49	56
Summe	kg C ha^{-1}	230	315	273	331	452
Produktbezogene externe C-Emissionen						
Pflanzenbau	kg C GE^{-1}	6,6	4,0	7,6	5,0	3,9
Tierhaltung	kg C GE^{-1}			9,7	5,5	8,7
Betrieb	kg C GE^{-1}	6,6	4,0	19,6	6,5	5,5

Tabelle 7: Vergleich der fossilen C-Emissionen im Pflanzenbau nach Betriebsanalyse und nach Daten von DÄMMGEN und ROGASIK (1996)

Kenngröße	ME	Betrieb 1	Betrieb 2	Betrieb 3	Betrieb 4	Betrieb 5
Betriebsanalyse Pflanzenbau	kg C ha^{-1}	230	315	149	255	342
Vergleichswerte Pflanzenbau	kg C ha^{-1}	137	218	133	215	237

In den Marktfruchtbetrieben weicht der betriebsbezogene C-Saldo (SCF) durch Einbeziehung des im Humus akkumulierten und mit organischen Düngern zugekauften Kohlenstoffs (**Tabelle 2 Gl. 5**) von der Netto-C-Bindung im Pflanzenbau (SCP, **Gl. 3**) geringfügig ab (**Tabelle 5**). In den Vieh haltenden Betrieben ist durch den Stoffwechsel der Tiere und die Rotteverluste der Exkremente die in den Marktprodukten gebundene C-Menge wesentlich vermindert. Bei hohem Futterbedarf im Verhältnis zur C-Assimilation und demzufolge niedrigem pflanzlichen Marktprodukt (Betrieb 3, **Tabelle 4**) weist der betriebliche C-Saldo nur noch eine geringe Menge von gebundenem Kohlenstoff aus.

Die flächenbezogenen biologischen C-Emissionen (**Tabelle 4**) korrespondieren mit dem unterschiedlichen Ertragspotential der Standorte und der Intensität des betrieblichen C-Umsatzes. Diese C-Emissionen sind überwiegend klimaneutral, da die veratmeten C-Mengen zuvor in der Photosynthese gebunden wurden. Beachtenswert sind aber die emittierten (hier nicht separat ausgewiesenen) CH_4-Emissionen der Tierhaltung aufgrund des gegenüber CO_2 höheren spezifischen Treibhauspotentials (global warming potential von CH_4 = 21, von CO_2 = 1; IPCC, 2001). Klimarelevant sind hingegen die externen C-Emissionen, hervorgerufen durch den direkten und indirekten Einsatz fossiler Energieträger (**Tabelle 6**). Im Pflanzenbau sind die C-Emissionen für die Produktion und Bereitstellung von Betriebsmitteln vor allem vom Mineraldüngereinsatz abhängig. Im Betrieb 3 wird lediglich ein geringer Teil des Saatgutes zugekauft, auf weitere Zukäufe wird verzichtet. Die C-Emissionen für die Bereitstellung von Investitionsgütern sind betrieblich stark differenziert. Einflussfaktoren sind die Betriebsgröße, Alter und Nutzungsdauer der Technik, Abstimmung des Maschinenbestandes mit dem Maschinenbedarf. Durch die Tierhaltung erhöht sich generell die Emission fossil gebundenen Kohlenstoffs je Flächeneinheit. Im Betrieb 3 ist die flächenbezogene externe C-Emission größer als die flächenbezogene Netto-C-Bindung (**Tabelle 5**). Aufgrund der Betriebsstruktur mit niedrigem pflanzlichen Marktprodukt (**Tabellen 3 und 4**) wird biologisch und extern mehr Kohlenstoff emittiert als durch die Photosynthese gebunden. Die produktbezogenen externen C-Emissionen (**Tabelle 6**) werden wesentlich durch die Erträge und Tierleistungen geprägt.

Ein Vergleich der im Pflanzenbau ermittelten Kohlenstoffemissionen mit C-Emissionen, die nach betrieblicher Fruchtartenstruktur und fruchtartenspezifischen Daten von DÄMMGEN & ROGASIK (1996) kalkuliert wurden (**Tabelle 7**), ergab für die Betriebe 3 und 4 unabhängig von der Produktionsweise verhältnismäßig geringe Unterschiede. Die beiden auf Sandstandorten (**Tabelle 3**) wirtschaftenden Betriebe entsprechen den standörtlichen Bedingungen der Untersuchungen von DÄMMGEN & ROGASIK (1996). Auf den Lössböden ist vor allem der Anteil der Düngung vergleichsweise höher (Betriebe 2 und 5) oder die ermittelten Anteile für Energieträger und Investitionsgüter

(**Tabelle 6**, Betrieb 1) entsprechen nicht dem Ansatz der zitierten Autoren.

9.4 Diskussion

Der direkte und indirekte Einsatz fossiler Energie in ökologisch bewirtschafteten Betrieben (**Tabelle 3**) ergab im Vergleich zu Ergebnissen anderer Autoren hohe Werte. Es ist zu betonen, dass die wenigen hier einbezogenen Betriebe keine generalisierenden Schlussfolgerungen, z.B. zum Einfluss des ökologischen Landbaus, zulassen. Auch der direkte Vergleich der 5 Betriebe ist nur eingeschränkt möglich, da die Standort- und Bewirtschaftungsbedingungen sehr unterschiedlich sind.

In einer Vielzahl von Untersuchungen wurde nachgewiesen, dass sich Betriebe des ökologischen Landbaus durch geringere Energieinputs je Flächeneinheit und meist auch je Produkteinheit auszeichnen (BERARDI, 1978; LÜNZER, 1990; PIMENTEL, 1993; REFSGAARD *et al.*, 1998).

HAAS *et al.* (1995a) ermittelten in ökologisch bewirtschafteten Betrieben der alten Bundesländer einen durchschnittlichen Energieeinsatz von 6,8 GJ ha^{-1}. Grundlage dieser Kalkulation waren statistische Daten. Eine Differenzierung nach Betriebsgrößen erfolgte nicht. Für die Tierhaltung wurden nur zugekauftes Futter und Elektroenergie einbezogen. Gegenüber vorliegenden Ergebnissen (**Tabelle 3**) wurde vor allem der Anteil der Investitionsgüter mit 0,9 GJ ha^{-1} wesentlich geringer angesetzt. FRICK *et al.* (2001) ermittelten in der Schweiz für Investitionsgüter (Gebäude und Maschinen) einen Anteil am Energieeinsatz von 45 % bei ökologischer und 38 %, bei konventioneller Bewirtschaftung. Im Betrieb 1 liegt der vergleichbare Anteil bei 41 %, im Betrieb 3 sogar bei 64 % (**Tabelle 3**). Analog zur eingesetzten fossilen Energie sind auch die von HAAS *et al.* (1995a) kalkulierten C-Emissionen in Höhe von 137 kg C ha^{-1} deutlich niedriger als die in **Tabelle 6** ausgewiesenen Werte. Der durchschnittliche Energieeinsatz in konventionellen Haupterwerbsbetrieben der Bundesrepublik Deutschland liegt mit 19,4 GJ ha^{-1} (HAAS *et al.*, 1995a) in der Größenordnung der vorgelegten Ergebnisse (**Tabelle 3**).

Fruchtartenspezifische Produktionsverfahren erfordern einen differenzierten Einsatz direkter und indirekter Energie (z.B. Zuckerrüben mit überdurchschnittlich hohem Energieeinsatz, Braugerste und Extensivgrünland mit geringerem Energieeinsatz je Fläche; vgl. KÜSTERS & LAMMEL 1999, HÜLSBERGEN & KALK 2001). Ein niedriger flächenbezogener Energieinput ist nicht zwangsläufig mit hoher Energieeffizienz gleichzusetzen. So sinkt in den Beispielsbetrieben die Energieintensität, d.h. der Energieeinsatz je Produkteinheit (MJ GE^{-1}), im Vergleich der Beispielsbetriebe mit steigendem Energieeinsatz aufgrund des überproportionalen Anstiegs der GE-Erträge (**Tabelle 3**). Aber auch dieses Ergebnis ist stark standortgeprägt und kann nicht verallgemeinert werden.

ZEDDIES (2002) weist für CO_2-Emissionen fossilen Ursprungs in konventionell bewirtschafteten Marktfruchtbetrieben mit 272 kg C $ha^{-1}a^{-1}$ und in Gemischtbetrieben mit 296 kg C $ha^{-1}a^{-1}$ gegenüber den vorgelegten Analysen (**Tabelle 6**, Betriebe 2 und 4) ebenfalls niedrigere Werte aus. Intensiv bewirtschaftete Gemischtbetriebe (Betrieb 5) haben im Vergleich dazu ein wesentlich höheres externes Emissionsniveau. Für intensiv bewirtschaftete Futterbaubetriebe mit landwirtschaftlich genutzten Flächen < 50 Hektar werden von ZEDDIES (2002) CO_2-C-Emissionen fossilen Ursprungs von 644 kg C $ha^{-1}a^{-1}$ angegeben.

Emissionsabschätzungen für Vieh haltende Betriebe hat FLESSA (2002) veröffentlicht. Für einen konventionell bewirtschafteten 45-ha-Betrieb mit Bullenmast (Tierbesatz 0,64 GV ha^{-1}) werden 170 kg $ha^{-1}a^{-1}$ CO_2-

C-Emissionen für Dünger- und Energieträgereinsatz angegeben. Aufwendungen für Investitionsgüter, Pflanzenschutzmittel und zugekauftes Saatgut blieben dabei unberücksichtigt. Im parallel dazu untersuchten ökologisch bewirtschafteten 62-ha-Betrieb mit Mutterkuhhaltung (Tierbesatz 0,57 GV ha^{-1}) wurden mit gleicher Methodik 131 kg $ha^{-1}a^{-1}$ CO_2-C-Emissionen nur für den Energieträgereinsatz ermittelt. DE BOER (2003) kommt beim Vergleich europäischer Milch-Produktionssysteme zu dem Schluss, dass die ökologische Milcherzeugung gegenüber konventioneller Produktion zu höheren produktbezogenen CH_4-Emissionen führt (geringere Milchleistung, höherer Grobfutteranteil), die aber durch geringere CO_2- und N_2O-Emissionen kompensiert werden.

Generell ist festzustellen, dass in Vieh haltenden Betrieben durch den Stoffwechsel der Tiere und die Nutzung fossil gebundenen Kohlenstoffs für die Tierhaltung unabhängig vom gewählten Indikator die betriebliche C-Bilanz (**Tabelle 5**) ungünstiger wird. Ein Vermeidungspotenzial von Emissionen liegt in der Einschränkung des Verbrauchs tierischer Produkte zugunsten pflanzlicher Produkte (EGGERS, 2002) und der Nutzung von Hochleistungstieren (Verminderung der Tierbestände, Erhöhung der Nutzungszeit von Milchkühen).

Die Humusakkumulation (**Tabelle 4**) als dauerhafte C-Senke kann durch Bewirtschaftungsmaßnahmen (z.B. organische Düngung, reduzierte Bodenbearbeitung, mehrjährige Kulturen) gefördert werden (HÜLSBERGEN, 2003). Insgesamt ist das Potential der C-Bindung in Ackerböden verhältnismäßig gering und das C-Speicherpotential wegen sich einstellender Gleichgewichte zwischen Zufuhr und Abbau zeitlich befristet (SAUERBECK, 2001; HÜLSBERGEN & DIEPENBROCK, 2001; FLESSA, 2002). In vielen Veröffentlichungen wird das Potential der Humusakkumulation als unsicher (SAUERBECK, 2001; EGGERS, 2002; SMITH, 2004) bzw. umstritten (ZEDDIES, 2002) eingeschätzt. Der in der vorliegenden Arbeit gewählte Bilanzierungsansatz stellt eine starke Vereinfachung dar, weil Veränderungen des C_{org}-Vorrates nur summarisch und indirekt ermittelt werden. Die im Boden stattfindenden Abbau-, Umbau- und Aufbauprozesse werden nicht näher betrachtet.

Die vorgelegten Ergebnisse machen die C-Flüsse von Landwirtschaftsbetrieben sichtbar (**Abbildungen 2 und 3**) und erlauben Aussagen zur C-Effizienz auf verschiedenen Bilanzierungsebenen. Für die Analyse der C-Quellen- und Senkenfunktion des Landbaus ist das nicht ausreichend. Weitere Faktoren sind die Dauer der C-Bindung sowie die Art der Nutzung der Produkte (z.B. Verwendung als Bioenergieträger zur Substitution fossiler Energieträger). SMUKALSKI *et al.* (1992) sprechen von temporärer CO_2-Senke Landbau und geben für einzelne C-Flüsse eine Zeitdauer bis zur Mineralisierung des organisch gebundenen Kohlenstoffs an (z.B. für Wurzel- und Ernterückstände sowie eingepflügtem Rübenblatt 90 Tage). Die Autoren schätzen ein, dass nur ein geringer Anteil länger als 1 Jahr dem CO_2-Kreislauf entzogen wird. SAUERBECK (2001) stellte für terrestrische Kohlenstoffformen mittlere Verweilzeiten zusammen. ISERMANN (1994) gibt Maßnahmen zur Veränderung der CO_2-Umsatzgeschwindigkeit an und bezieht auch die Tierhaltung ein. Künftige C-Bilanzen sollten daher die Dauer der C-Speicherung einbeziehen.

Die C-Bilanz auf Betriebsebene ist ein wesentlicher Baustein einer betrieblichen Emissionsinventur (vgl. LEWIS *et al.*, 1999), die bisher nur in Ansätzen verwirklicht wurde, insbesondere um Betriebssysteme bezüglich der Emission klimarelevanter Gase zu vergleichen (FLESSA *et al.*, 2002; ZEDDIES, 2002). Die Einbindung der C-Bilanz in das Modell REPRO ermöglicht es, den betrieblichen C-Haushalt zu optimieren (z.B. klimarelevante Emissionen produktbezogen

zu minimieren oder das C-Senkenpotential zu maximieren) und hierbei Wechselwirkungen zu anderen Systemkomponenten und Umweltwirkungen zu erfassen.

Zahlreiche Autoren haben Strategien zur Verringerung der C-Emissionen und Verbesserung der C-Verwertung diskutiert (HELLEBRAND & MUNACK, 1995; DÄMMGEN & ROGASIK, 1996; ZEDDIES, 2002). Mit effizienteren Maschinen, Anlagen und Verfahren im Pflanzenbau und in der Tierhaltung können Energieträgereinsatz und Investitionsgüterverbrauch gesenkt werden. In gleicher Richtung, d.h. Verminderung der Zufuhr fossil gebundener Energie, wirkt die Verbesserung des Düngungsmanagements (bedarfsgerechte Anpassung, verlustarme Nutzung organischer Dünger, teilflächenspezifische Bewirtschaftung) sowie die Substitution fossiler Energieträger durch regenerative Energieträger (Biomasse, Biogas, solare Wärme).

9.5 Schlussfolgerungen

C-Bilanzen sind eine wesentliche Komponente der Analyse betrieblicher Stoffflüsse und bei einer betrieblichen Emissionsinventur unverzichtbar.

In weiteren Untersuchungen ist die vorgestellte Methodik der C-Bilanzierung zu verbessern:

- die während der Vegetationszeit von den Pflanzen in den Boden abgegebenen C-Mengen (Wurzelausscheidungen, abgestorbene Pflanzenteile) sind beträchtlich und müssen daher berücksichtigt werden.
- die CH_4- und CO_2-Emissionen sind wegen der unterschiedlichen spezifischen Treibhauspotentiale separat auszuweisen. Hierzu sind tierart-, fütterungs- und haltungsspezifische Emissionsfaktoren und Algorithmen zu verwenden.
- die C-Flüsse bei der Produktion und Nutzung von Bioenergieträgern sind in das Modell zu integrieren (z.B. die C-Flüsse bei der Biogasgewinnung).

Generell muss die Genauigkeit der Abschätzung der C-Bilanzglieder verbessert werden.

Die PC-gestützte Analyse der C-Flüsse mit dem Modell REPRO wird es ermöglichen, eine große Zahl von Betrieben zu untersuchen und systembedingte Unterschiede in den C-Bilanzen aufzuzeigen. Die Nutzung von Kennzahlen der C-Bilanz zur Bewertung von

Umweltwirkungen erfordert die Ableitung regions- und bewirtschaftungsbezogener Zielwerte zu umweltrelevanten C-Flüssen.

9.6 Literatur

ABRAHAM J (2001) Auswirkungen von Standortvariabilitäten auf den Stickstoffhaushalt ackerbaulich genutzter Böden unter Berücksichtigung der Betriebsstruktur, der standortspezifischen Bewirtschaftung und der Witterungsbedingungen. Aachen : Shaker, 128 p, Anlagen, ISBN 3-8265-9355-3

BECKER J W (1988) Aggregation in landwirtschaftlichen Gesamtrechnungen über physische Maßstäbe. Gießen : Wiss. Fachverlag, 366 p, ISBN 3-925834-22-2

BERARDI G M (1978) Organic and Conventional Wheat Production: Examination of Energy and Economics. Agro-Ecosystems 4 : 367-376

DÄMMGEN U, ROGASIK J (1996) Einfluss der Land- und Forstwirtschaft auf Luft und Klima. In: LINCKH G, SPRICH H, FLAIG H, MOHR H (Hrsg.) Nachhaltige Land- und Forstwirtschaft: Expertisen. Heidelberg : Springer, S. 121-154, ISBN 3-540-61088-X

DE BOER I J M (2003) Environmental impact assessment of conventional and organic milk production. Livestock Production Science 80: 69-77

EGGERS J (2002) Möglichkeiten der Reduzierung von Spurengasen aus der Landwirtschaft – vorläufige Ergebnisse des "European Climate Change Programme (ECCP)". In: Umweltrelevante Spurengase in der Land- und Forstwirtschaft. Frankfurt (Main): DLG-Verlag, S. 13-25, ISBN 3-7690-5033-9, Agrarspectrum 34

FAUSTZAHLEN (1993) Faustzahlen für Landwirtschaft und Gartenbau. Verlagsunion Agrar, ISBN 3-7843-2512-2

FLESSA H (2002) Acker- und Grünlandflächen als Quellen und Senken klimarelevanter Spurengase. In: Umweltrelevante Spurengase in der Land- und Forstwirtschaft. Frankfurt (Main): DLG-Verlag, pp 26-38, ISBN 3-7690-5033-9, Agrarspectrum 34

FLESSA H, RUSER R, DÖRSCH P, KAMP T, JIMENEZ MA, MUNCH JC, BEESE F (2002) Integrated evaluation of greenhouse gas emissions (CO_2, CH_4, N_2O) from two farming systems in southern Germany. Agriculture, Ecosystems and Environment 91: 175-189

FRICK C, DUBOIS D, NEMECEK T, GAILLARD G, TSCHACHTLI R (2001) Burgrain : Vergleichende Ökobilanz dreier Anbausysteme. AGRARForschung 8(4): 152-157

GEMIS (2002) Globales Emissions-Modell Integrierter Systeme. Version 4.1, Institut für angewandte Ökologie e. V. Freiburg, Germany, zu finden in <http://www.oeko.de/service /gemis/>

GREYSTON S J, VAUGHAN D, JONES D (1996) Rhizosphere carbon flow in trees, in comparison with annual plants: the importance of root exudation and its impact on microbial activity and nutrient availability. Applied Soil Ecology 5: 29-56.

HAAS G, GEIER U, SCHULZ D G, KÖPKE U (1995a) Vergleich Konventioneller und Organischer Landbau – Teil I: Klimarelevante Kohlendioxid-Emission durch den Verbrauch fossiler Energie. Ber. Ldw. 73: 401-415

HAAS G, GEIER U, SCHULZ D G, KÖPKE U (1995b) Klimarelevanz des Agrarsektors der Bundesrepublik Deutschland: Reduzierung der Emission von Kohlendioxid. Ber. Ldw. 73: 387-400

HELLEBRAND H J, MUNACK A (1995) Beiträge der Agrartechnik zur Emissionsminderung. In: BML (Hrsg.) Klimawirkungsforschung im Geschäftsbereich des BML. Schriftenreihe des BML, Reihe A (442), Münster : Landwirtschaftsverlag, S. 119-138, ISBN 3-7843-0442-7

HÜLSBERGEN K-J, BIERMANN S (1997) Seehausener Dauerversuche als Grundlage für Modelle zur Humus- und Nährstoffbilanzierung – ein Übersichtsbeitrag. In: DIEPENBROCK, W. (Hrsg.) Feldexperimentelle Arbeit als Basis pflanzenbaulicher Forschung : Berichte aus der Agrarwirtschaft. Aachen : Shaker, pp 26-46, ISBN 3826525663

HÜLSBERGEN K-J, DIEPENBROCK W, ROST D (2000) Analyse und Bewertung von Umweltwirkungen im Landwirtschaftsbetrieb. In: Die Agrarwissenschaften im Übergang zum 21. Jahrhundert. 8. Hochschultagung an der Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg, Halle, Germany, 28. April 2000; pp 65-74, ISBN 3-86010-588-4

HÜLSBERGEN K-J, KALK W-D (2001) Energy Balancing in Different Agricultural Systems – Can they be Improved? Symposium in Lisbon, Portugal, 5th March 2001, The International Fertiliser Society, 36 p, ISSN 1466-1314

HÜLSBERGEN K-J, FEIL B, BIERMANN S, RATHKE G-W, KALK W-D, DIEPENBROCK W (2001) A method of energy balancing in crop production and its application in a long-term fertilizer trial. Agriculture, Ecosystems and Environment, 86 (3): 303-321

HÜLSBERGEN K-J, DIEPENBROCK W (2001) Die Nachhaltigkeit von Düngungssystemen - dargestellt am Seehausener Düngungs-Kombinationsversuch. Arch. Acker- Pfl. Boden 46 (3-4): 215-238

HÜLSBERGEN K-J (2003) Entwicklung eines Bilanzierungs- und Indikatormodells zur Bewertung der Nachhaltigkeit landwirtschaftlicher Systeme. Aachen : Shaker, 257 p, Anlagen, Zugl.: Halle, Univ., Habil.-Schr., 2002, ISBN 3-8322-1464-X

IPCC (Intergovernmental Panel on Climatic Change) (2001) Climatic Change 2001. The Scientific Basis. Cambridge University Press, UK, ISBN 0521-01495-6

ISERMANN K (1994) Agriculture's share in the emission of trace gases affecting the climate and some cause-oriented proposals for sufficiently reducing this share. Environmental Pollution 83: 95-111

JUNG R (2003) Stickstoff-Fixierleistung von Luzerne (*Medicago sativa* L.), Rotklee (*Trifolium pratense* L.) und Persischem Klee (*Trifolium resupinatum* L.) in Reinsaat und Gemenge mit Poaceen. Göttingen, Univ., Diss.

KALK W-D, HÜLSBERGEN K-J (1996) Methodik zur Einbeziehung des indirekten Energieverbrauchs mit Investitionsgütern in Energiebilanzen von Landwirtschaftsbetrieben. Kühn-Archiv 90(1): 41-56

KALK W-D, HELDT S, HÜLSBERGEN K-J (1996) Energiebilanz im Ökohof Seeben und Vergleich mit anderen Standorten. In: DIEPENBROCK W, HÜLSBERGEN K-J (Hrsg.) Langzeiteffekte des ökologischen Landbaus auf Fauna, Flora und Boden. Beiträge der wissenschaftlichen Tagung in Halle, Germany, 25.04.1996; S. 59-69, ISBN 3-86010-009-2

KALK W-D, HÜLSBERGEN K-J (1997) Energiebilanz - Methode und Anwendung als Agrar-Umweltindikator. In: Deutsche Bundesstiftung Umwelt (Hrsg.) Umweltverträgliche Pflanzenproduktion : Indikatoren, Bilanzierungsansätze und ihre Einbindung in Ökobilanzen. Osnabrück : Zeller, S. 31-42, ISBN 3-535-02476-5, Initiativen zum Umweltschutz 5

KELLER R, HANUS H, HEYLAND K-U (1999) Handbuch des Pflanzenbaus, Bd. 3. Stuttgart : Ulmer, 852 p, ISBN 3-8001-3202-8

KIMBLE J M, LAL R, FOLLETT R F (2002) Agricultural Practices and Policies for Carbon Sequestration in Soil. Boca Raton, London, New York : Lewis Publishers, 512 p, ISBN 1-56670-581-9

KIRCHGESSNER M, WINDISCH W, KREUZER M (1991): Stickstoffemission laktierender Milchkühe über die Gülle in Abhängigkeit von der Leistungsintensität. Agribiol. Res. 43: 36-43

KLAPP E (1971) Wiesen und Weiden : Eine Grünlandlehre. Berlin/Hamburg : Paray, 620 S., ISBN 3 489 72510 7

KOGA N, TSURUTA H, TSUJI H, NAKANO H (2003) Fuel consumption-derived CO_2 emissions under conventional and reduced tillage cropping systems in northern Japan. Agriculture, Ecosystems and Environment 99: 213-219

KÖPKE U, HAAS G (1995) Vergleich Konventioneller und Organischer Landbau - Teil II: Klimarelevante Kohlendioxid-Senken von Pflanzen und Boden. Ber. Ldw. 73: 416-434

KÖRSCHENS M (1993) Simulationsmodelle für den Umsatz und die Reproduktion der organischen Substanz im Boden. In: Bodennutzung und Bodenfruchtbarkeit Bd. 4 Humushaushalt, Hamburg, Berlin : Parey, S. 140-154, ISBN 3-490-35815-5

KÜSTERS J, LAMMEL J (1999) Investigations of the energy efficiency of the production of winter wheat and sugar beet in Europe. Europ. J. Agronomie 11: 35-43

KUZYAKOW Y, EHRENSBERGER H, STAHR K (2001) Carbon partitioning and below-ground translocation by *Lolium perenne*. Biology & Biochemistry 33: 61-74

LEITHOLD G, HÜLSBERGEN K-J, MICHEL D, SCHÖNMEIER H (1997) Humusbilanzierung : Methoden und Anwendung als Agrar-Umweltindikator. In: Deutsche Bundesstiftung Umwelt (Hrsg.) Umweltverträgliche Pflanzenproduktion : Indikatoren, Bilanzierungsansätze und ihre Einbindung in Ökobilanzen. Osnabrück : Zeller, pp 43-55, ISBN 3-535-02476-5, Initiativen zum Umweltschutz 5

LEWIS K A, NEWBOLD M J, TZILIVAKIS J (1999): Developing an emissions inventory from farm data. J. of Environmental Management 55: 183-197

LÜNZER I (1990) Rohstoff- und Energiebilanzen aus ökologischer Sicht. In: VOGTMANN H (ed) Ökologische Landwirtschaft - Landbau mit Zukunft. Karlsruhe : C. F. Müller, S. 277-302, Alternative Konzepte H. 70

MOLINA J A E, CLAPP C E, LINDEN D R, ALLMARAS R R, LAYESE M F, DOWDY R H, CHENG H H (2001) Modeling the incorporation of corn (*Zea mays* L.) carbon from roots and rhizodeposition into soil organic matter. Soil Biology & Biochemistry 33: 83-92.

ODUM E P (1998) Ökologie. Thieme Verlag Stuttgart, ISBN 3-13-382303-5

OENEMA O, KROS H, DE VRIES W (2003) Approaches and uncertainties in nutrient budgets : implications for nutrient management and environmental policies. Europ. J. Agronomy 20: 3-16

PATYK A, REINHARDT G A (1997) Düngemittel: Energie- und Stoffstrombilanzen. Braunschweig/Wiesbaden : Vieweg, 223 S., ISBN 3-528-06885-X

PIMENTEL D (1993) Economics and Energetics of Organic and Conventional Farming. Journal of Agricultural and Environmental Ethics 6: 53-60.

REFSGAARD K, HALBERG N, KRISTENSEN E S (1998) Energy Utilization in Crop and Dairy Production in Organic and Conventional Livestock Production Systems. Agricultural Systems 57: 599-630

SAUERBECK D R (2001) CO_2 emissions and C sequestration by agriculture – perspectives and limitations. Nutrient Cycling in Agroecosystems 60: 253-266

SCHIEMANN R (1981) Stoff- und Energieeinsatz beim ausgewachsenen, vorwiegend fettbildenden Tier. In: GEBHARDT G (Hrsg.) Tierernährung. Berlin : Deutscher Landwirtschaftsverlag, S. 131-160, Lizenznummer 101-175/20/82

SCHRÖDER JJ, AARTS HFM, TEN BERGE HFM, VAN KEULEN H, NEETESON JJ (2003) An evaluation of whole-farm nitrogen balances and related indices for efficient nitrogen use. Europ. J. Agronomie 20: 33-44

SMITH P (2004) Carbon sequestration in croplands : the potential in Europe and the global context. Europ. J. Agronomy 20: 229-236.

SMUKALSKI M, ROGASIK J, KÜNKEL K (1992) Landbau und Treibhauseffekt – CO_2-Umsatz bei unterschiedlicher Intensität der Landbewirtschaftung. Landbauforschung Völkenrode 42 (2): 55-61

WEST T O, MARLAND G (2002) A synthesis of carbon sequestration, carbon emissions, and net carbon flux in agriculture : comparing tillage practices in the United States. Agriculture, Ecosystems and Environment 91: 217-232

ZHANG Z-H, LI P, WANG L-X, HU Z-L, ZHU L-H, ZHU Y-G (2004) Genetic dissection of the relationships of biomass production and partitioning with yield and yield related traits in rice. Plant Science 167(1): 1-8

ZEDDIES J (2002) Nutzung des Anpassungspotenzials der Landwirtschaft. In: Vorstand des Dachverbandes Agrarforschung (Hrsg.) Umweltrelevante Spurengase in der Land- und Forstwirtschaft : Herausforderung für Wissenschaft, Politik und Praxis. Frankfurt (Main) : DLG-Verl., S. 64-78, ISBN 3-7690-5033-9, Agrarspectrum 34

Adressen der Autoren:

Wolf-Dieter Kalk (korrespondierender Autor)
Abteilung Technikbewertung und Stoffkreisläufe am
Institut für Agrartechnik Bornim e.V. (ATB)
Max-Eyth-Allee 100
D-14469 Potsdam
E-Mail: wkalk@atb-potsdam.de

Hans Jürgen Hellebrand
Abteilung Technikbewertung und Stoffkreisläufe am
Institut für Agrartechnik Bornim e.V. (ATB)
Max-Eyth-Allee 100
D-14469 Potsdam
E-Mail: jhellebrand@atb-potsdam.de

Kurt-Jürgen Hülsbergen
Lehrstuhl für Ökologischen Landbau am Wissenschaftszentrum Weihenstephan der Technischen Universität München
Alte Akademie 16
D-85354 Freising
E-Mail: huelsbergen@wzw.tum.de

Jens Abraham
Institut für Nachhaltige Landwirtschaft e.V.
Hermannstr. 30
D-06108 Halle (Saale)

10 Erstellung von Kohlenstoffinventaren der landwirtschaftlichen Böden Deutschlands für die Klimaberichterstattung im Bereich Landnutzung und Landnutzungsänderung (LULUC) – Anforderungen, Datenbedarf und -verfügbarkeit –

Andreas Gensior und Otto Heinemeyer

10.1 Einführung

Als Unterzeichnerstaat mehrerer internationaler Vereinbarungen zum Klimaschutz hat sich Deutschland verpflichtet, jährlich nationale Emissionsinventare zu Treibhausgasen, die nicht unter das Montrealer Protokoll fallen, zu erstellen, periodisch auf den neuesten Stand zu bringen, zu veröffentlichen und der Vertragsstaatenkonferenz verfügbar zu machen. Rechtsgrundlagen hierfür sind die **U**nited **N**ations **F**ramework **C**onvention on **C**limate **C**hange (UNFCCC 1992), das KYOTOPROTOKOLL (1997, spezifiziert durch Bonn Agreements (2001) und Marrakesh Accords (2001)) sowie diverse EU-Entscheidungen. Durch letztere wurde zum einen das UNFCCC (94/69/EG) und das Kyotoprotokoll (2002/358/EG) ratifiziert, zum anderen der Rahmen für die Umsetzung der Klimaabkommen und deren Mechanismen in den Staaten der EU geschaffen (1999/468/EG; 2003/87/EG; 280/2004 EG). Eine nationale Rechtsnorm zur Umsetzung der Klimaberichterstattung wird derzeit vom BMU vorbereitet.

Mit der Verabschiedung und dem in Kraft treten des Kyoto-Protokolls (16. Februar 2005) haben sich die Unterzeichnerstaaten auf verbindliche Handlungsziele und Umsetzungsinstrumente für den globalen Klimaschutz verpflichtet. So muss Deutschland bis 2012 seine CO_2-Emissionen gegenüber dem Bezugsjahr 1990 um 21 % reduzieren.

Um diese verbindlichen Handlungsziele kontrollieren zu können, müssen Vertragsstaaten Inventare erstellen, die verpflichtend transparent, konsistent, vollständig, vergleichbar, gut dokumentiert, effizient in der Nutzung der verfügbaren Ressourcen, anpassbar und flexibel sind (ständige Verringerung der Fehler durch bessere Informationen, stetige Verbesserung). Des Weiteren sind Mechanismen zur Fehlerabschätzung und ein Qualitätskontroll- und -sicherungssystem zu erstellen. Die Inventare müssen konsistent mit der guten fachlichen Praxis geführt werden, als auch auf den aktuellen Wissensstand und die verfügbaren nationalen Ressourcen zurückgreifen. Die Berichterstattung hat jährlich für die Sektoren

(1) <u>Energie (Energy)</u>
Gesamte Emissionen aller Klimagase aus stationären oder mobilen Aktivitäten mit Energieumsatz (Emissionen durch Verbrennung als auch Verflüchtigung)

(2) <u>Industrielle Prozesse (Industrial Processes)</u>
Emissionen dieses Sektors umfassen Kuppelprodukte oder flüchtige Emissionen von Klimagasen während industrieller Prozesse

(3) <u>Verwendung von Lösungsmitteln und andere Stoffen (Solvent and Other Product Use)</u>
Betrifft hauptsächlich flüchtige organische Verbindungen außer Methan aus der Nutzung von Lösungsmitteln und anderen Produkten, die flüchtige Verbindungen enthalten

(4) <u>Landwirtschaft (Agriculture)</u>
Erfasst alle anthropogenen Emissionen dieses Sektors. Ausnahme: Treibstoffverbrennung und Klärschlammemissionen

(5) Landnutzung, Landnutzungsänderung und Forstwirtschaft (Land Use, Land-Use Change and Forestry (LULUCF))
Alle Emissionen und Festlegungen durch Forstwirtschaft und Landnutzungsänderung

(6) Abfall (Waste)
Alle Emissionen durch Abfallmanagement.

zu erfolgen. In Deutschland ist das Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU) federführend verantwortlich für die Klimaberichterstattung. Entsprechend einer Ressortvereinbarung zwischen dem Bundesministerium für Verbraucherschutz, Ernährung und Landwirtschaft (BMVEL) und dem BMU, über den Daten- und Informationsaustausch und den Betrieb einer gemeinsamen Datenbank vom 2. April 2001, ist die Erfassung der Emissionen von Spurengasen und Stäuben aus der Landwirtschaft und die Erstellung entsprechender Inventare Aufgabe des BMVEL und seiner nachgeordneten Einrichtungen. Die Aufstellung der Inventare für die Sektoren "Landwirtschaft" (4) und Teile des Sektors "Landnutzung, Landnutzungsänderung und Forstwirtschaft" (5) erfolgt durch das BMVEL und seine nachgeordneten Dienststellen.

Gegenstand dieses Papiers ist ausschließlich der Sektor 5 "Land Use, Land-Use Change and Forestry (LULUCF)" des Klimarahmenabkommens (UNFCCC) sowie Art. 3.3 und Art. 3.4 des Kyotoprotokolls, wobei der Anteil "Forestry" nicht in die Zuständigkeit der Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft (FAL) fällt (sondern BMVEL, Ref. 534) und daher keine Berücksichtigung findet.

10.2 Formale und inhaltliche Vorgaben der Klimaberichterstattung

10.2.1 UNFCCC

Im Sektor 5 des Klimarahmenabkommens muss über die Emissionen bzw. die Festlegung von Klimagasen berichtet werden, die anthropogenen Ursprungs sind, verursacht durch Landnutzung, Landnutzungsänderung und forstwirtschaftliche Aktivitäten (IPCC 1996). Festlegung beruht auf der Eigenschaft von Pflanzen durch Photosynthese CO_2 aus der Luft in organische Kohlenstoffverbindungen umzuwandeln, diese in Böden und Biomasse einzubinden und somit kurz- oder langfristig der Atmosphäre CO_2 zu entziehen. Maßnahmen, die diese Festlegungsart zur Minderung der CO_2-Konzentrationen nutzen, können zur Erreichung des Verpflichtungsziels eines Landes anerkannt werden. Dieser Sektor ist daher besonders interessant, obschon dadurch der ursprünglichen Intention der Klimaschutzabkommen, nämlich der realen Reduktion anthropogener Treibhausgasemissionen, entgegengewirkt wird.

Der Berichterstattung LULUCF liegt im Wesentlichen der C-Bilanz-Ansatz zugrunde. Dabei werden durch Ermittlung der absoluten Kohlenstoffvorratsunterschiede von Jahr zu Jahr die Beträge der Freisetzung bzw. Festlegung quantifiziert, somit die Quelle bzw. Senke ausgewiesen. Diese Nettokohlenstoffvorratsänderungen müssen für den Boden, die ober- und unter-irdische Biomasse und für Streu und Totholz (letztere nur Forst) in den Kategorien

5.A Wald (Forest land)
5.B Ackerland (Cropland)
5.C Grünland (Grassland)
5.D Feuchtgebiete (Wetlands)
5.E Siedlungs- u. Verkehrsflächen (Settlements)
5.F Andere (Other land)

ermittelt werden (FCCC/SBSTA/2003/L.22/Add.1), zu unterscheiden sind dabei jeweils die Teilbereiche:

1. Kategorie bleibt Kategorie (Nutzungs- und Bewirtschaftungsänderung, Naturkatastrophe; z.B. Ackerland zu Ackerland, Wechsel von Dauer- zu einjährigen Kulturen, dadurch Ro-

dung, Umbruch, Pflugeinsatz, Einsatz von Düngemitteln usw.).

2. Andere Kategorie konvertiert in Kategorie (Landnutzungsänderung, Änderung der Bewirtschaftung; z.B. Dauergrünland zu Ackerland).

Außerdem muss im Sektor LULUCF über die Kohlenstoffemissionen aus der Kalkung landwirtschaftlicher Flächen berichtet werden, sowie über die Emissionen weiterer Gase, nämlich

- N_2O-Emissionen aus der Stickstoffdüngung von "Forest land" and "Other"
- N_2O-Emissionen aufgrund von Bodendrainage (Kategorie 5.A, 5.D und 5.G (genau zu spezifizierende andere Kategorien, jeweils in der Unterscheidung organischer und mineralischer Böden))
- N_2O-Emissionen infolge von Landnutzungsänderungen hin zu Cropland (Kategorie 2) jeweils wieder in der Unterscheidung organischer und mineralischer Böden))
- CH_4-, N_2O-, NO_x-, CO_2-, CO-Emissionen aus dem Abbrennen von Biomasse. Berichtet werden muss in allen Kategorien, wobei zwischen kontrollierten und wilden Bränden unterschieden wird.

10.2.2 Kyoto

Länder, die im Rahmen des Kyoto-Protokolls berichten, können, müssen aber nicht, zwei separate Inventare erstellen. Die Informationen, die für das Kyoto-Protokoll benötigt werden, sollten, eingegliedert in den Bericht gemäß UNFCCC, diesen idealerweise ergänzen (Kyotoprotokoll Art. 7 § 1; GPG 2003, Kap. 4.1). Berichtet werden muss nach Artikel 3.3 des Kyotoprotokolls über "die Nettoänderungen der Emissionen von Treibhausgasen aus Quellen und des Abbaus solcher Gase durch Senken als Folge unmittelbar vom Menschen verursachter Landnutzungsänderungen und forstwirtschaftlicher Maßnahmen, die auf Aufforstung (afforestation), Wiederaufforstung (reforestation) und Entwaldung (deforestation) seit 1990 begrenzt sind…." (Kyoto-Protokoll Art. 3.3; explizit s. FCCC/CP/2001/13/Add.1 p. 59). Nach Artikel 3.4 kann eine Vertragspartei wählen, ob sie über Treibhausgasemissionen aus Quellen bzw. deren Festlegung in Senken berichtet, verursacht durch anthropogene Aktivitäten im Zusammenhang mit revegetation, forest management, cropland management und grazing land management, die nicht afforestation, reforestation und deforestation sind. Die Definitionen sind im Dokument FCCC/CP/2001/13/Add.1,p.58 festgelegt. Die Berichterstattung hat jährlich zu erfolgen. Wird einmal für Landflächen nach Artikel 3.3 bzw. 3.4 berichtet, müssen alle Treibhausgasemissionen und -festlegungen dieser Flächen in der ersten Verpflichtungsperiode und allen potentiell folgenden berichtet werden (FCCC/CP/2001/13/Add.1, p. 61). Die Matrix in **Tabelle 1** fasst die möglichen Aktivitäten nach Artikel 3.3 bzw. 3.4 sowie die mit der Berichterstattung potentiell beauftragten Institutionen zusammen.

Die Kategorisierung der Landflächen und Aktivitäten muss folgende Eigenschaften aufweisen:

- Identifiable (FCCC/CP/2001/13/Add.1, p. 61)
- adequately reported (FCCC/CP/2001/13/Add.3, p. 22)
- tracked in the future (FCCC/CP/2001/13/Add.1, p. 61)

Tabelle 1: Verhältnis zwischen Aktivitäten nach Artikel 3.3 und 3.4 des Kyoto Protokolls und den grundlegenden Landnutzungskategorien des Good Practice Guidance (IPCC GPG 2003) (modifiziert nach IPCC-GPG (2003))

final / initial	Managed Forest Land	Unmanaged Forest Land	Cropland	Managed Grassland	Unmanaged Grassland	Wetland	Settle-ments	Other Land
Managed Forest Land	***FM***		**D**	**D**		**D**	**D**	**D**
Unmanaged Forest Land	***FM***		**D**	**D**		**D**	**D**	**D**
Cropland	**A / R**		***CM / RV***	***GM / RV***		***RV***	***RV***	
Managed Grassland	**A / R**		***CM***	***GM / RV***		***RV***	***RV***	
Unmanaged Grassland	**A / R**		***CM***	***GM***			***RV***	
Wetland	**A / R**		***CM***	***GM***		***RV***	***RV***	
Settlements	**A / R**		***CM***	***GM / RV***		***RV***	***RV***	
Other Land	**A / R**		***CM / RV***	***GM / RV***		***RV***	***RV***	

Afforestation / **R**eforestation / **D**eforestation: Artikel 3.3 Beitragspflicht

FM Forest Management / *CM* Cropland Management / *GM* Grazing Land Management / *RV* Revegetation: Artikel 3.4 Wahlrecht

Berichterstattung durch: BMVEL Ref. 534 | FAL | BMVEL Ref. 534 oder FAL | nicht geklärt

Daher müssen für CM, GM und RV die Flächen sowie deren geographische Grenzen für jedes Jahr der Verpflichtungsperiode ausgewiesen sowie die Änderungen im Management raumbezogen erfasst werden (georeferenziert! (GPG 2003; Kap. 4.2)). Da diese Informationen jährlich kaum zur Verfügung stehen werden, besteht bei zeitlicher Konsistenz die Möglichkeit der Interpolation. Aufgrund des Anrechnungsverfahrens von Quellen bzw. Senken nach Art. 3.4 (net-net accounting) muss dies auch für das Basisjahr 1990 geschehen.

10.2.3 Fazit

Die Klimaberichterstattung LULUCF nach UNFCCC und nach Art. 3.3 bzw. Art 3.4 des Kyotoprotokolls unterscheiden sich in zwei wesentlichen Punkten von den anderen Berichtssektoren:

1. Ergebnisse können auf das Verpflichtungsziel eines Landes angerechnet werden (politisches und wirtschaftliches Wohlverhalten im Sinne des Klimaschutzes werden belohnt, schlechtes Verhalten bestraft!)
2. Die Erhebungen für die Berichterstattung muss raumbezogen erfolgen. Hierfür müssen flächendeckend Geobasisdaten und Fachdaten periodisch (bestenfalls jährlich) georeferenziert erfasst und aufeinander bezogen und ausgewertet werden, was die Bearbeitung und Berichterstattung sehr aufwändig macht.

10.3 Deutsches Berichtssystem LULUC

10.3.1 Anforderungen an Berichtsmethoden durch IPCC

Die für die Aufstellung eines Inventars anzuwendenden Methoden wurden vom Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) entwickelt und sind in den IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories (IPCC 1996) und der Good Practice Guidance for Land Use, Land-Use Change and Forestry (IPCC – GPG 2003) dargestellt. Grundsätzlich werden drei Verfahren zur Ermittlung der geforderten Berichtsinformation unterschieden (Tier 1, Tier 2, Tier 3), welche mit steigender Ordnungszahl auch steigende Anforderungen an die Methoden zur Inventarerstellung,

somit auch die Verfügbarkeit von Eingangsdaten (sowohl Aktivitätsdaten, als auch Emissionsfaktoren) stellen. Das anzuwendende Verfahren für UNFCCC ergibt sich aus dem Beitrag einer Kategorie zu den Gesamtemissionen an Treibhausgasen eines Landes. Hat dieser einen signifikanten Einfluss auf die Gesamtemission, ist er als Schlüsselkategorie im nationalen Inventarsystem herausgehoben und nach Tier 2 bzw. 3 zu berichten.

Berichterstattung nach Art. 3.3 und 3.4 fordert in der Regel (in jedem Fall für die Flächenausweisung) Schätzmethoden für Schlüsselkategorien (Tier 2 oder 3). Ein Tier 1 - Ansatz (Default-Methode) kann nur benutzt werden, wenn nachgewiesen wird, dass "Totholz", "Streu" und "organische Bodensubstanz" keine Quellen sind.

Der Ablauf des Verfahrens und die Mindestanforderungen an Eingangsdaten ergeben sich aus dem Defaultverfahren nach IPCC (1996). Sie sind im Wesentlichen in allen Verfahrensstufen gleich; unterscheiden sich nur im Grad der Genauigkeit (durch Nutzung länderspezifischer Aktivitätsdaten und Emissionsfaktoren).

Der Verfahrensablauf sieht im Wesentlichen folgende Schritte vor:

1. Ausweisung von Flächen, Flächengrößen und Landnutzung zu Beginn und Ende des jeweiligen Inventarzeitraums
2. Zuordnung von Managementfaktoren zu diesen Flächen (z.B. Bodenbearbeitung, Düngerausbringung)
3. Zuordnung von naturkundlichen Parametern zu diesen Flächen (z.B. Boden, Biomasse, Klima).
4. Abschätzung der Veränderungen der Kohlenstoffvorräte in den einzelnen Pools (mittels Defaultverfahren (Tier 1) oder nationaler Verfahren (Tier 2/3)

Davon abweichend ist für die Berichterstattung nach Art. 3.3 bzw. 3.4 (wenn gewählt) des Kyotoprotokolls ein Schritt vorgeschaltet, nämlich

- ⇨ Definition von Wald und Festlegung der Hierarchie unter den gewählten 3.4 – Aktivitäten (FCCC/CP/2001/13/Add.1)

Dieser Punkt ist wesentlich: Bis Ende 2005 (Entscheidung 280/2004/EG, Artikel 4, Absatz 3) müssen die EU-Staaten, die das Kyotoprotokoll ratifiziert haben, zum einen ihre Definition von Wald festlegen, zum anderen entscheiden und berichten, wenn überhaupt, welche Aktivitäten nach Art. 3.4 gewählt und wie diese entsprechend den nationalen Umständen definiert und hierarchisch angeordnet werden. Das gewählte Flächenmaß für Wald (Vorgabe: 0,05 – 1 ha; FCCC/CP/2001/Add.1, p. 58) ist somit die Vorgabe für die räumliche Auflösung der Identifizierung von Landeinheiten bezüglich der Kyotoberichterstattung!

10.3.2 Datenbedarf

Das Hauptproblem bei der Inventarerstellung ist die Gewinnung der hierzu benötigten Daten. Unterschieden werden im IPCC-Reglement Aktivitätsdaten (Datenbestände, die zur Quantifizierung von Landnutzung, Landnutzungsänderung, Bewirtschaftung und naturkundlichen Rahmenbedingungen (z.B. Klima, Boden usw.) dienen) und nationalen Emissionsfaktoren (Faktoren im weitesten Sinne – auch individuelle Berechnungsverfahren), die es ermöglichen auf Basis der Aktivitätsdaten Kohlenstoffvorratsänderungen zu berechnen.

Aus dem Default-Verfahren ergeben sich folgende Mindestanforderungen an Eingangsdaten zur Ermittlung der Kohlenstoffvorräte der zu berichtenden Pools (**Tabelle 2**):

Tabelle 2: Mindestanforderungen an Eingangsdaten in das Klimaberichtsverfahren "Land Use and Land-Use Change" nach dem Default- Verfahren vom IPCC (1996, spezifiziert im IPCC-GPG 2003)

Kategorie	Objektart	Attribute
Landnutzung	Wald	
	Ackerland	Mehrjährige Kulturen (inkl. Obst- und Weinanbau) Einjährige Kulturen
	Dauergrünland	Wiese Weide
	Brache	
	Feldgehölze, Hecken, Knicke	
	Feuchtgebiete	
	Siedlung	
	Verkehr	
	Andere	
Mineralische Böden	Bodenverbreitung	Bodengesellschaften in der Fläche
	Bodeneigenschaften	Lage
		Aufnahmedatum
		Horizont (Bezeichnung, Mächtigkeit)
		Bodenart
		Lagerungsdichte
		Skelettanteil
		C-Gehalt
Organische Böden	Bodenverbreitung	Bodengesellschaften in der Fläche
	Bodeneigenschaften	Lage
		Aufnahmedatum
		Horizont (Bezeichnung, Mächtigkeit)
		Bodenart
		Lagerungsdichte
		Skelettanteil
		C-Gehalt
Ober- und unterirdische Biomasse	Lebende Biomasse	Pflanzenart
		Fruchtart
		Ertrag
Witterung	Niederschlag	
	Temperatur (min./max.)	
	Evapotranspiration	
	Strahlung	
Management	Bodenbearbeitung	normal, reduziert, pfluglos, Drainage, Bewässerung
	Bodeneintrag (Input)	Düngung, Erntereste, Grünlandumbruch, Grünlanderneuerung

Ergänzende Angaben zur Tabelle:

1. Angaben zur Objektart für UNFCCC mit "Raumbezug", für Kyoto georeferenziert.
2. Objektart der Witterungsangaben ist abhängig vom Bedarf des benutzten mathematischen Modells zur Kohlenstoffvorratsberechnung.
3. Räumliche Auflösung:
   - Flächenausweisung: keine dezidierte Vorgabe für UNFCCC; für Kyoto gemäß nationaler Definition Mindestfläche Wald (0,05 – 1 ha)
   - Boden: Mindestens gemäß IPCC Bodenklassen: Aquatic soils, High clay activity mineral, Low clay activity mineral, Sandy soils, Volcanic soils, Organic soils
   - Biomasse: keine dezidierte Vorgabe für UNFCCC außer definitorisch: nicht Wald.
   - Klima: Mindestens IPCC Klimaregion: cold temperate, moist
4. Zeitliche Auflösung:
   - Flächenausweisung: keine dezidierte Vorgabe für UNFCCC; für Kyoto wird eine Erhebung für den Zeitraum 1990 – 2008 und eine für 2008 – 2012 gefordert; Berichterstattung muss auf jährlicher Basis erfolgen (UNFCCC/Kyoto).
   - Boden: keine Vorgabe; einmaliger Vorgang, da sich die Bodenverbreitung in der Regel nicht ändert; im Rahmen des Improvementverfahrens Wert beruht auf Nutzung besserer künftiger Kartengrundlagen zur Verbesserung der Berechnungsgrundlage
   - Biomasse: keine dezidierte Vorgabe für UNFCCC außer definitorisch: nicht Wald.
   - Klima: keine Vorgaben; orientiert sich am Bedarf des benutzten mathematischen Modells zur Kohlenstoffvorratsberechnung (DNDC: Tageswerte; Roth C 26.3: Monatswerte)

Tabelle 3: Nationale Datenquellen, die zur Klimaberichterstattung LULUC benötigt werden (Normaldruck: Bisher und künftig genutzte Datenquellen; Kursivdruck: Datenquellen, die in der endgültigen Berichtsstruktur Verwendung finden sollen)

Kategorie	**Daten**	**Datenhalter**
Landnutzung	Flächenerhebung Bodennutzungshaupterhebung CORINE Land Cover *InVeKoS* *Basis – DLM des ATKIS* *ALKIS*	Bundesländer/Destatis/BMI Bundesländer/Destatis/BMI UBA/BMU Bundesländer Bundesländer Bundesländer
Boden	BÜK 1000 *BÜK 200* *Karte der Humusgehalte der Böden Deutschlands* *Bodendauerbeobachtungsdaten*	BGR/BMWA BGR/BMWA BGR/Bundesländer Bundesländer/UBA
Wetter	*DWD-Daten*	DWD/BMBW
Biomasse	Erntestatistik *InVeKoS*	Bundesländer/Destatis/BMI Bundesländer
Management (Bodenbewirtschaftung)	Daten werden in Deutschland nicht erhoben	

Abgesehen von den im Tabellenanhang dargestellten Spezifizierungen (im Wesentlichen detailliertere Landausweisung und räumliche Zuordnung der Managementfaktoren) sind bei der Berichterstattung nach Art. 3.4 die Schätzverfahren anzuwenden, die im GPG (2003) für die UNFCCC – Berichterstattung ausgewiesen wurden.

Hinzuweisen ist an dieser Stelle darauf, dass jedes Land gehalten ist, sein Inventar stetig zu verbessern. So werden die Vertragsstaaten dazu aufgefordert über dieses Mindestmaß hinauszugehen, eigene, landestypische Parameter und Emissionsfaktoren aufzunehmen und zu nutzen oder auch Berechnungsverfahren zu entwickeln und anzuwenden, die die landestypischen Eigenarten besser abbilden. Das bedeutet, dass nicht alle Parameter (Aktivitätsdaten und Emissionsfaktoren), die hier aufgezählt werden, in einem nationalen Inventar erscheinen bzw. zur Anwendung kommen müssen, wenn nationale Verfahren Anwendung finden, die auf anderem Wege, bei mindestens gleichem Informationsgehalt, dem des IPCC gleichwertig bzw. überlegen sind.

10.3.3 Nationale Datenquellen

Die Verfügbarkeit und Qualität der erforderlichen Daten ist in Deutschland extrem heterogen. Naturkundliche Daten existieren z.T. in höchster Qualität (z.B. Wetter), daneben fehlen Aktivitätsdaten zu Managementfaktoren (z.B. Art der Bodenbearbeitung, Dünger, Gülleausbringung usw.) im Sinne von IPCC (1996), die in Deutschland nicht erhoben werden. Vorhandene Daten werden dazu von unterschiedlichen öffentlichen und nicht öffentlichen Körperschaften auf unterschiedlichen Verwaltungsebenen (Bund, Länder…) vorgehalten. **Tabelle 3** zeigt die Datensätze, die für die deutsche Berichterstattung LULUC herangezogen werden sollen bzw. bisher wurden.

Fehlende Daten zur Landnutzung und zum landwirtschaftlichen Management, sowie die (Nicht-)Verfügbarkeit vorhandener Daten, als auch die Probleme bei der Rekonstruktion der Landnutzung für das Basisjahr 1990 (aufgrund der Datenlage und der politischen Situation) sind die Ursache dafür, dass Deutschland bisher kein vollständiges Inventar LULUCF erstellen konnte. Bezüglich des Kyotoabkommens macht das nicht Vorhandensein von Daten zur Bewirtschaftung von landwirtschaftlichen Flächen

eine Berichterstattung nach Art. 3.4 nur unter sehr großem Aufwand möglich (entweder durch Einführung einer solchen Erhebung oder aber durch ein regelmäßiges, flächendeckendes Bodenkohlenstoffmonitoring). Zudem fehlt derzeit der gesamte rechtliche, verwaltungstechnische und monetäre Rahmen für die Berichterstattung LULUC.

Diese Punkte wurden nach einer tiefgehenden Inventarüberprüfung durch ein "Expert Review Team" des UN-Klimasekretariats im Jahre 2004 auch kritisch angemerkt und entsprechende Verbesserungsmaßnahmen dringend gefordert; u.a., dass Datenflüsse durch verbindliche Vereinbarungen geregelt werden müssen, um die Berichterstattung auf eine verlässliche Basis zu stellen. Dies muss nun mehr zügig geschehen, da für Mitgliedstaaten der EU die Frist zur Implementierung des Nationalen Inventarsystems zum 31. Dezember 2005 (EU-Entscheidung 280/2004/EG) ausläuft! Prüfkriterien für Datenquellen, die zur Inventarerstellung herangezogen werden, sind im QSE-Handbuch des Nationalen Berichtssystems festgehalten und lauten:

- langfristige Verfügbarkeit
- Institutionalisierung der Datenbereitstellung
- gute Dokumentation
- Durchführung von Maßnahmen der Qualitätskontrolle und der Qualitätssicherung seitens der Datenlieferanten
- Angabe von Unsicherheiten
- Repräsentativität der Daten
- Vollständigkeit

10.3.4 Das Nationale Berichtssystem LULUC

Das Nationale Berichtssystem LULUC existiert derzeit lediglich als Vorschlag der derzeitigen Bearbeiter (Autoren), der dem BMVEL zur Entscheidung vorgelegt wurde. Gegenwärtig sind jedoch einige wichtige Voraussetzungen für diese Entscheidung noch nicht gegeben. Da die Umsetzung der eingegangenen internationalen Verpflichtungen in einen nationalen Rechtsrahmen zur Ausführung noch fehlt, können die monetären, verwaltungstechnischen und sachlichen Erfordernisse noch nicht eindeutig bestimmt werden. Nach unserem Wissen bereitet das BMU gegenwärtig ein "Klimaschutzberichterstattungsgesetz" vor. Über den voraussichtlichen Inhalt haben wir jedoch noch keine Kenntnis erhalten. Aus unserer Sicht müsste das Gesetz folgende Punkte klären:

- Zuordnung der Aufgabenverteilung und Kompetenzen zwischen allen Beteiligten (Bund, Bundesministerien, Ländern, Länderministerien und jew. nachgeordneten Dienststellen)
- Rechtliche Verankerung und Implementierung von für die Klimaberichterstattung unerlässlichen Erhebungssystemen z.B. flächendeckende Erfassung von Aktivitätsdaten zum Flächenmanagement (Bodenbearbeitung usw.). Regelung der Rechtsproblematik "Datenschutz" im Kontext der Berichterstattung.
- Abschluss von Verwaltungsvereinbarungen mit eindeutigen Regelungen von Verantwortlichkeiten, Pflichten und zeitlichen Abläufen für eine kostenfreie und rechtzeitige, verbindlich geregelte Erhebung und Bereitstellung erforderlicher Daten
- Schaffung der monetären und sachlichen Voraussetzungen für die Daueraufgabe "Berichterstattung LULUC"

Der fachliche Teil unseres Vorschlag zum Berichtssystem LULUC orientiert sich an der IPCC-Methodik. Die Struktur sieht vor, dass digitalisierte und georeferenzierte Geobasisdaten mit Fachdaten zusammengeführt werden. In einem ersten Schritt soll mittels der Daten des **In**tegrierten **Ve**rwaltungs- und **Ko**ntroll**S**ystems (InVeKoS) auf jährlicher Basis die Landflächen und deren Nutzung identifiziert sowie

deren Pflanzenbestand festgestellt werden. Zu Kontroll- und Korrekturzwecken werden hierfür auch die Daten des **A**mtlichen **T**opographisch-**K**artographischen **I**nformations**S**ystems (ATKIS) des CORINE Land-Cover-Projek-tes und der Offizialstatistik (Bodennutzungshaupt-, Flächen und Ernteerhebung) herangezogen. Im nächsten Schritt muss dieser Flächenausweisung konsequenterweise die Zuordnung der nicht vorhandenen Fachdaten zum Flächenmanagement folgen. Die aus diesem Verschnitt resultierende Karte des jeweiligen Berichtsjahres wird dann mit der Karte des Vorjahres verglichen und die Flächen, die einer Umnutzung unterzogen wurden, mit Georeferenz identifiziert. In der Folge werden diese Flächen mit den Fachdaten zum Boden und der Witterung verschnitten und mittels mathematischer Modellierung bzw. zu entwickelnder nationaler Emissionsfaktoren die Kohlenstoffvorratsänderung im Boden und der Biomasse abgeschätzt. Die Abschätzung der Emissionen aus Kalkung der Böden werden über die Ausbringungsmengen , die wiederum aus der Verkaufsstatistik der Kalkindustrie hervorgeht, abgeschätzt.

Zusammengefasst ergeben sich folgende Daueraufgaben:

1. Generierung der LUCUC-Basisdatenbank und deren kontinuierliche Aktualisierung.
2. Jährliche routinemäßige Berichterstellung gemäß Anforderungen.
3. Dokumentation und Archivierung gemäß QS-Vorgaben.
4. Pflege und Weiterentwicklung des Berichtsverfahrens (Methoden).

Dies findet seinen Niederschlag in Arbeitsschritten wie z.B. der

- Implementierung eines Systems zur Erfassung von Bewirtschaftungsaktivitäten oder Erweiterung vorhandener Erfassungssysteme (z.B. InVeKoS)
- Aufarbeitung historischer Daten zu Landnutzung und Management (1970-1990) zur Ermittelung der Basiswerte (Basisjahr 1990)
- Umsetzung von Projekten zur Entwicklung, Herleitung und Anpassung von nationalen Emissionsfaktoren für Böden und Biomasse
- Anpassung, Weiterentwicklung und Kalibrierung von mathematischen Kohlenstoff und Stickstoffmodellen
- Verbesserung der Systeme zur Landidentifikation
- Konzeption, Implementierung und Durchführung eines periodischen, flächendeckenden Bodenkohlenstoffmonitorings (Bodenzustandserhebung Landwirtschaft, BZEL)

10.4 Literatur

KYOTOPROTOKOLL (1997): National ratifiziert mit "Gesetz zu dem Protokoll von Kyoto vom 11. Dezember 1997 zum Rahmenübereinkommen der Vereinten Nationen über Klimaänderungen (Kyoto-Protokoll)" vom 27. April 2002, BGBl. II S. 966.

IPCC – INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE (1996): Revised 1996 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Vol. 1 - 3. Greenhouse Gas Inventory Reporting Instructions (Vol. 1), Workbook (Vol. 2), Reference Manual (Vol. 3). IPCC WGI Technical Support Unit, Bracknell

IPCC – GPG (2003): Intergovernmental Panel on Climate Change, Good Practice Guidance for Land Use, Land Use Change and Forestry.

UNFCCC (1992): United Nations Framework Convention on Climate Change; National ratifiziert mit "Gesetz zu dem Rahmenübereinkommen der

Vereinten Nationen vom 9. Mai 1992 über Klimaänderungen" vom 3. September 1993. BGBl. 1993 II S. 1783

94/69/EG: Beschluss des Rates vom 15. Dezember 1993 über den Abschluss des Rahmenübereinkommens der Vereinten Nationen über Klimaänderungen" (94/69/EG, ABl. L 33 vom 7.2.1994 S. 11-12)

2002/358/EG: Entscheidung des Rates vom 25. April 2002 über die Genehmigung des Protokolls von Kyoto zum Rahmenübereinkommen der Vereinten Nationen über Klimaänderungen im Namen der Europäischen Gemeinschaft sowie die gemeinsame Erfüllung der daraus erwachsenden Verpflichtungen (2002/358/EG, ABl. L 130 vom 15.5.2002 S. 1-20)

1999/468/EG: Beschluss des Rates vom 28. Juni 1999 zur Festlegung der Modalitäten für die Ausübung der der Kommission übertragenen Durchführungsbefugnisse (1999/468/EG, ABl. Nr. L 184 vom 17.7.1999 S. 23)

2003/87/EG: Richtlinie des Europäischen Parlaments und des Rates vom 13. Oktober 2003 über ein System für den Handel mit Treibhausgasemissionszertifikaten in der Gemeinschaft und zur Änderung der Richtlinie 96/61/EG des Rates (2003/87/EG, ABl. Nr. L 275 vom 25.10.2003 S. 32). Umgesetzt in nationales Recht durch Gesetz über den Handel mit Berechtigungen zur Emission von Treibhausgasen (Treibhausgas-Emissionshandelsgesetz – TEHG) vom 12. März 2004

280/2004 EG: Entscheidung des Europäischen Parlaments und des Rates vom 11. Februar 2004 über ein System zur Überwachung der Treibhausgasemissionen in der Gemeinschaft und zur Umsetzung des Kyoto-Protokolls. (280/2004/EG, ABl. L 49 S. 1-8). Hiernach wird die Entscheidung vom 24. Juni 1993 über ein System zur Beobachtung der Emissionen von CO2 und anderen Treibhausgasen in der Gemeinschaft (93/389/EWG, Amtsblatt EG L 167 S. 31, geändert am 26.April 1999 durch Entscheidung 1999/296/EG, ABl. EG L 117 S. 35) aufgehoben

Adressen der Autoren

Andreas Gensior
Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft (FAL)
Institut für Agrarökologie
Bundesallee 50
D-38116 Braunschweig
E-Mail: andreas.gensior@fal.de

Otto Heinemeyer
Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft (FAL)
Institut für Agrarökologie
Bundesallee 50
D-38116 Braunschweig
E-Mail: otto.heinemeyer@fal.de

11 Erstellung und Überprüfung einer Modellerweiterung zur Beschreibung der Kohlenstoffdynamik für meso- bis makroskalige Flusseinzugsgebiete

Joachim Post, Valentina Krysanova und Felicitas Suckow

Zusammenfassung

Ziel der vorliegenden Arbeit ist es, eine Modellerweiterung des öko-hydrologischen Flusseinzugsgebietsmodells SWIM (Soil and Water Integrated Model) zur Beschreibung der Kohlenstoff(C)- und Stickstoff(N)-Dynamik für meso-makroskalige Flusseinzugsgebiete zu erstellen.

Das Modell SWIM wurde durch ein Teilmodul des Forstmodells 4C zur Beschreibung des Umsatzes organischer Substanz im Boden (SCN, Soil-Carbon-Nitrogen Model) erweitert. Das erweiterte Modell SWIM-SCN verbindet hydrologische Prozesse mit Stoffkreisläufen (Kohlenstoff, Stickstoff, Phosphor), Umsatz organischer Substanz im Boden und Vegetationswachstum. Durch eine direkte Einbindung von klimatologischen Eingangsdaten und von Landnutzungs- sowie Landbewirtschaftungsdaten sind Untersuchungen zum Klimawandel, Landnutzungswandel und zum Einfluss verschiedener Landbewirtschaftungsmaßnahmen auf den Wasserhaushalt, Vegetationswachstumsprozesse und Stoffkreisläufe (Kohlenstoff und Stickstoff) in heterogenen Einzugsgebieten möglich.

Zur Überprüfung der Modellerweiterung hinsichtlich der C- Dynamik wurden wichtige Größen anhand von Messdaten und Literaturstudien unter den naturräumlichen Gegebenheiten Ostdeutschlands untersucht.

Die Ergebnisse der Verifikation zeigen, dass das erweiterte Modell SWIM-SCN geeignet ist, die relevanten Prozesse des Kohlenstoffumsatzes im Boden in der zeitlichen Dynamik und Größenordnung richtig wiederzugeben.

Schlüsselwörter: Öko-hydrologische Modellierung, Bodenkohlenstoff, Bodenstickstoff, Umsatz organischer Substanzen, Landbewirtschaftung, Landnutzungsänderung.

Abstract

To investigate effects of different land use management practices on carbon fluxes at the regional scale we developed an integrated model by coupling an eco-hydrological river basin model SWIM (Soil and Water Integrated Model) and a soil organic matter model (SCN, Soil-Carbon-Nitrogen model). The latter is a sub model of the forest growth model 4C. The extended integrated model combines hydrological processes, crop and vegetation growth, carbon, nitrogen, phosphorus cycles and soil organic matter turnover. The direct connection to land use, soil and climate data provides a possibility to use the model for analyses of climate change and land use change impacts on hydrology and soil organic matter turnover. Aim of this study is to test the model performance and its capability to simulate carbon pools and fluxes in right magnitude and temporal behavior at the regional scale. As a first step, the model was parameterized and validated for conditions in East Germany, incorporating values known from literature and regionally available times series of carbon pools and fluxes. This provides verification of carbon pools and fluxes in the landscape and verifies the correct representation of

the environmental processes therein. Based on this, different land management strategies (e.g. soil cultivation techniques, crop residue returns) and land use change options (e.g. conversion of agricultural areas to forest or to set-aside areas) can be simulated to assess the behavior of water and carbon fluxes as well as carbon sequestration options.

Keywords: Eco-hydrological modeling, soil carbon, soil nitrogen, soil organic matter turnover, land management, land use change.

11.1 Einleitung

Die wichtigste anthropogene CO_2-Emissionsquelle in die Atmosphäre ist neben der Verbrennung fossiler Energieträger und der Zementproduktion der CO_2-Eintrag auf Grund von Landnutzungsänderungen. Letzteres beinhaltet Entwaldung, Verbrennung von Biomasse, Trockenlegung von Feuchtgebieten sowie landwirtschaftliche Bewirtschaftungsmaßnahmen (Pflügen, Düngung, Fruchtfolgen). Die CO_2- Emissionen aus Landnutzungsänderungen stellen einen großen globalen Kohlenstofffluss von geschätzten 1-2 * 10^{15} g C a^{-1} dar (HOUGHTON, 1996).

Um Auswirkungen von Landnutzungsänderungen hinsichtlich der Kohlenstoffdynamik zu berücksichtigen, ist es notwendig, integrierte Modelle zu entwickeln, die die relevanten Prozesse des Umsatzes organischer Substanzen im Boden und folglich die Abgabe von CO_2 in die Atmosphäre beschreiben.

Die Menge organischer Substanz im Boden ist abhängig von der Bilanz zwischen der Bildung abgestorbener pflanzlicher Biomasse (Streu) und der Zersetzungs- und Mineralisierungsrate der Streu und der organischen Substanz im Boden. Dabei erzeugen die beteiligten Makro- und Mikroorganismen durch heterotrophe Bodenrespiration CO_2. Diese Prozesse werden stark beeinflusst durch Umweltbedingungen wie z.B. Bodentemperatur, Bodenfeuchte und Bodenaciditä t.

In der vorliegenden Arbeit wird eine Erweiterung des öko-hydrologischen Flusseinzugsgebietsmodells S-WIM (Soil and Water Integrated Model, KRYSANOVA *et al.* 1998) durch ein Modul zur Beschreibung des Umsatzes organischer Subtanzen sowie der C- und N-Prozesse im Boden (Teilmodul des Forstmodells 4C, GROTE *et al.* 1999, LASCH *et al.* 2002) vorgestellt. Der Vorteil dieses Ansatzes ist die Verknüpfung von hydrologischen-, Vegetationswachstums-, Bodenstickstoff- und Bodenkohlenstoffprozessen in der vertikalen und lateralen Dimension in Flusseinzugsgebieten.

11.2 Methoden

11.2.1 Das öko-hydrologische Flusseinzugsgebietsmodell SWIM

SWIM (Soil and Water Integrated Model, KRYSANOVA *et al.* (1998)) ist ein zeitkontinuierliches, flächendifferenziertes Flusseinzugsgebietsmodell. Es weist eine zeitliche Auflösung von einem Tag auf und integriert hydrologische, Vegetationswachstums-, Erosionsprozesse und Stoffkreisläufe (Stickstoff und Phosphor) in der Einzugsgebietsskala.

Die räumliche Einheit sind Teileinzugsgebiete, die aus digitalen Geländedaten abgeleitet werden. Die Teileinzugsgebiete sind weiter unterteilt in so genannte Hydrotope, d.h. hydrologisch homogene Einheiten mit einheitlicher Landnutzung und einheitlichen Bodeneigenschaften (KRYSANOVA *et al.* 2000). Das Modell ist verknüpft mit meteorologischen Daten, Landnutzungsdaten, Bodeninformationen und Informationen zu Landbewirtschaftungsmaßnahmen (z.B. Fruchtfolgen, Düngung, Bodenbearbeitung).

SWIM berechnet alle relevanten Größen der Wasserhaushaltsgleichung. Es berücksichtigt Niederschlag, Evapotranspiration, Versickerung, Oberflächenabfluss

und Zwischenabfluss. Die Böden sind unterteilt in mehrere Bodenschichten. Die Wasserbilanz für oberflächennahe Grundwasserleiter beinhaltet Grundwasserneubildung, kapillaren Aufstieg in den Boden, Basisabfluss sowie Versickerung in tiefere Grundwasserleiter.

Die Bodentemperatur wird auf täglicher Basis für jede Bodenschicht berechnet. Die Berechnung basiert auf einer empirischen Beziehung zwischen den täglichen Minimum-, Maximum- und Durchschnittstemperaturen und einem von der Bodentiefe abhängigen Dämpfungsfaktor. Außerdem wird der Einfluss der Landbedeckung auf die Bodentemperatur berücksichtigt.

Das Vegetationswachstum wird für einjährige Pflanzen (z.B. landwirtschaftliche Nutzpflanzen) und perennierende Pflanzen getrennt berechnet. Für landwirtschaftliche Nutzpflanzen (Weizen, Gerste, Mais, Kartoffeln, Roggen, Alfalfa u.a.) wird der EPIC Ansatz angewandt (WILLIAMS *et al.* 1984). Für Waldwachstumsberechnung wurde dieser Ansatz modifiziert. Die Modifikation berücksichtigt für Waldwachstumsprozesse die phenologische Entwicklung, altersbedingte Mortalität und einfache Forstmanagementpraktiken (WATTENBACH *et al.* 2004).

Für detaillierte Informationen zu den Prozessbeschreibungen, Validierungsstudien, Daten und Parametrisierungsaufwand sowie Anwendungen wird hier auf KRYSANOVA *et al.* (1998, 2000) verwiesen.

11.2.2 Das Bodenkohlenstoff und Stickstoffmodul SCN

Das Bodenkohlenstoff und Stickstoffmodul (SCN-Modul) basiert auf einer engen Beziehung zwischen Vegetations- und Bodendynamik. Alle relevanten Eingangsgrößen des SCN-Moduls werden von SWIM berechnet. Einerseits besteht ein Input in den Boden durch die Zufuhr organischer Substanzen wie akkumulierende Streu und abgestorbene Wurzeln, organischen und anorganischen Dünger sowie Stickstoffdeposition aus der Atmosphäre. Andererseits existiert ein Entzug von Bodenwasser und Bodenstickstoff durch die Vegetation, eine Abgabe von CO_2 in die Atmosphäre durch heterotrophe Respiration und ein Austrag anorganischen Stickstoffs und Bodenwassers durch Versickerung in das Grundwasser oder durch laterale Abflussprozesse. **Abbildung 1** verdeutlicht das Prozessgefüge schematisch.

Der Kohlenstoff- und Stickstoffumsatz im SCN- Modul zwischen den ausgewiesenen Speichern wird durch eine Reaktionskinetik erster Ordnung beschrieben (CHERTOV & KOMAROV 1997, FRANKO 1990, PARTON *et al.* 1987, GROTE *et al.* 1999). Der Umsatz wird durch spezifische Reaktionskoeffizienten der organischen und anorganischen Substanzen kontrolliert (k_1, k_2, k_{aom} und k_{nit}, vgl. **Abbildung 1**).

Dabei werden jeweils drei Bodenspeicher für Kohlenstoff und Stickstoff unterschieden: C und N in abgestorbener Biomasse (Primary organic matter, POM, vgl. **Abbildung 1**), C und N im aktiven organischen Speicher (Active organic matter, AOM) sowie anorganischer Kohlenstoff (CO_2) und Stickstoff (NH_4 und NO_3). Der C-Umsatz ist der Energie liefernde Prozess und wird durch die Reaktionskoeffizienten

$$k_{pom} = k_1 + k_2$$

für den Umsatz der POM und k_{aom} für den Umsatz der AOM gesteuert (vgl. **Abbildung 1**). Der Stickstoffumsatz ist an das C/N- Verhältnis der abgestorbenen organischen Substanz und der aktiven organischen Substanz gekoppelt. Dabei beeinflusst das C/N Verhältnis die Reaktionskoeffizienten des Stickstoffumsatzes der POM, wobei

$$k_1 + k_2 = k_1^* + k_2^*$$

ist (vgl. **Abbildung 1**). Die Bildung von CO_2 erfolgt entsprechend der täglichen Zersetzungs- und Mineralisierungsrate. Weiterhin wird die Zersetzung und Mineralisierung organischer Substanz durch Boden-

feuchte und Bodentemperatur über Reduktionsfunktionen beeinflusst.

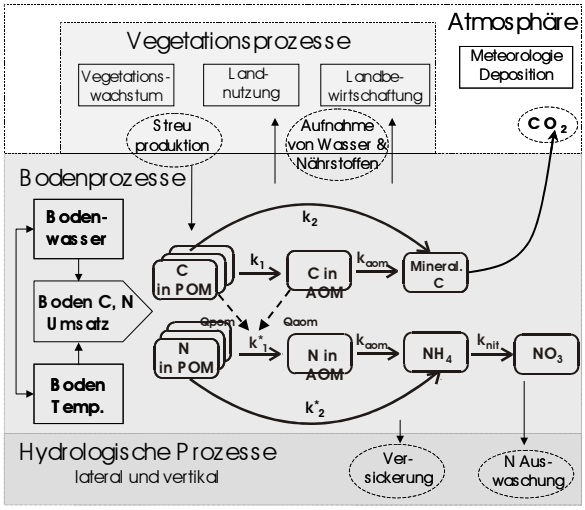


Abbildung 1: Darstellung der wichtigsten Prozesse des erweiterten Modells SWIM-SCN.

Der Speicher der abgestorbenen organischen Substanz ist unterteilt in bis zu 5 unterschiedliche Fraktionen für jeden Vegetationstyp. Somit ist es möglich, die unterschiedlichen Zersetzungseigenschaften der ausgewiesenen Pflanzenteile zu berücksichtigen. Für Waldökosysteme wird beispielsweise die abgestorbene organische Substanz in Stämme, Zweige und Äste, Nadeln bzw. Blätter sowie Fein- und Grobwurzeln unterteilt. Fein- und Grobwurzeln werden zusätzlich auf die ausgewiesenen Bodenschichten durch eine Wurzelmasseverteilungsfunktion in Abhängigkeit der Bodentiefe zugewiesen (JACKSON 1996).

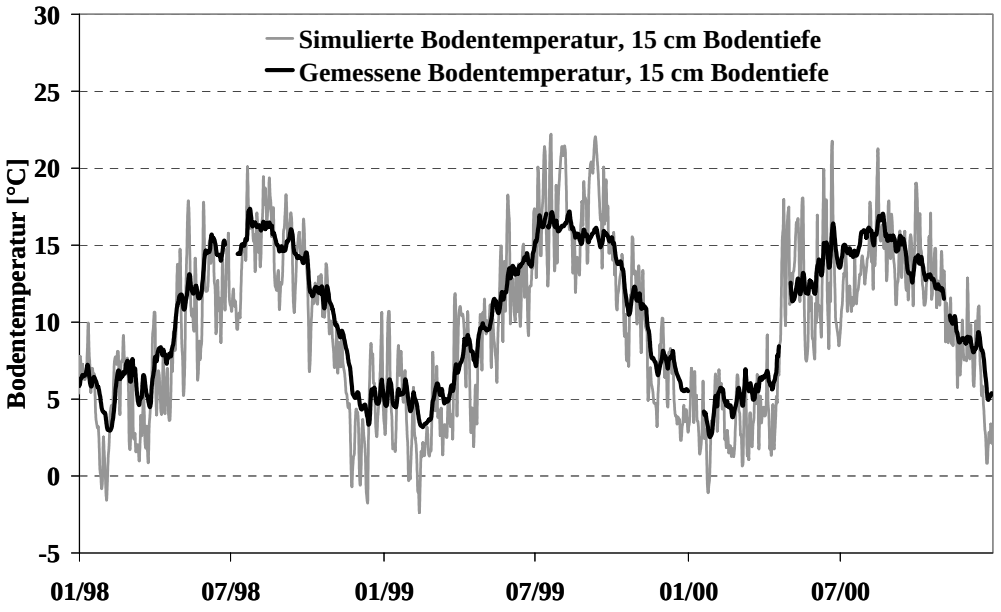
11.3 Ergebnisse und Diskussion

Das erweiterte Modell SWIM-SCN wurde für die wichtigsten Prozesse des Umsatzes organischer Substanz im Boden verifiziert. Dabei wurden zur Verfügung stehende Daten aus Feld- und Laborexperimenten sowie Literaturstudien herangezogen, die für die naturräumlichen Bedingungen der Agrar- und Waldökosysteme in Ostdeutschland repräsentativ sind. Für die dargestellten Standorte zur Modellverifizierung wurden die jeweiligen naturräumlichen Bedingungen (Meteorologie, Bodenverhältnisse) herangezogen.

Die Parametrisierung des Modells erfolgte durch Literaturwerte. Grundlage für eine Verifizierung der Modellerweiterung bildet eine korrekte Repräsentation der hydrologischen Verhältnisse. Detaillierte hydrologische Validierungen des Modells SWIM finden sich bei KRYSANOVA *et al.* (1998, 2000) sowie HATTERMANN *et al.* (2002).

Neben den hydrologischen Größen (z.B. Bodenfeuchte) beeinflusst die Bodentemperaturdynamik die Zersetzungs- und Mineralisierungsprozesse der organischen Substanzen im Boden. Für zwei ausgewählte Standorte, einem landwirtschaftlichen Standort in Bad Lauchstädt, Halle (Sachsen-Anhalt, Daten vom Umweltforschungszentrum (UFZ) Leipzig/Halle) sowie einem Waldstandort (Level II Standort Kienhorst, Brandenburg, Landesforstanstalt Eberswalde), wurden für diese Einflussgröße die Modellergebnisse anhand von Messdaten überprüft. Die Messdaten liegen als Tageswerte vor. Für den Waldstandort (vgl. **Abbildung 2a**) wurde für einen Zeitraum von drei Jahren (1998-2000) der Bodentemperaturverlauf in 15 cm Bodentiefe überprüft. Für den dargestellten Zeitraum ergibt sich ein Bestimmtheitsmaß (R^2) von 0,8 der linearen Regression zwischen simulierter und gemessener Bodentemperatur. Die durchschnittliche Bodentemperatur über den Zeitraum beträgt 8,2 °C der gemessenen gegenüber 9,6 °C der simulierten Werte. Für den landwirtschaftlichen Standort (vgl. **Abbildung 2b**) wurde für einen Zeitraum von 5 Jahren (1999-2003) das Modellverhalten überprüft. Hier ergab sich ein Bestimmtheitsmaß von 0,8. Die durchschnittliche Bodentemperatur für diesen Zeitraum liegt für die gemessenen Werte bei 10,5 °C und für die simulierten bei 10,7 °C.

a)



b)

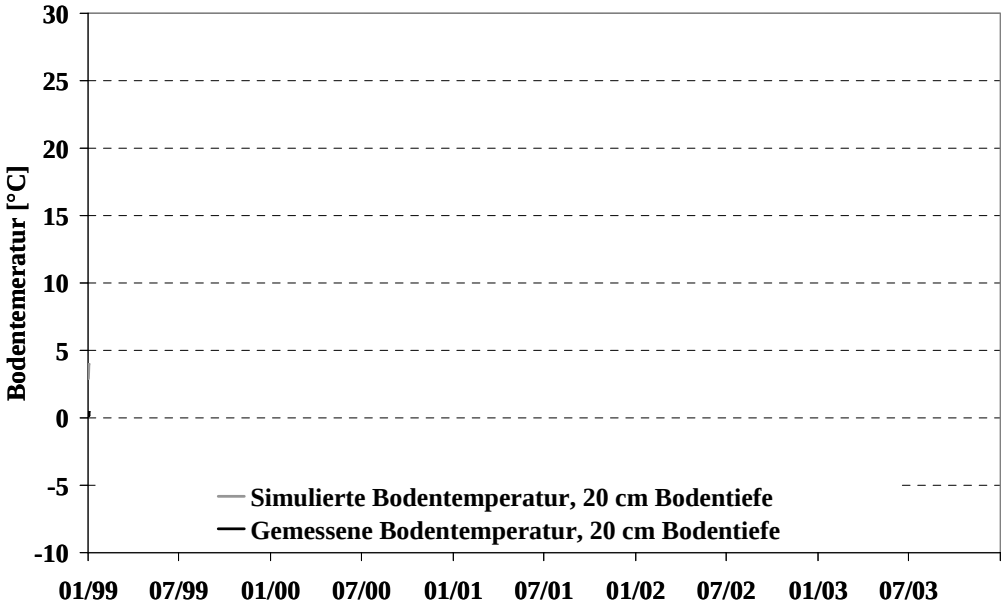


Abbildung 2: Gegenüberstellung von simulierten und gemessenen Bodentemperaturen für a) einen Waldboden (Level II Standort Kienhorst, Kiefernwald) und b) einen Boden unter agrarischer Nutzung (UFZ, Standort Bad Lauchstädt).

Die täglichen Schwankungen in den Simulationsergebnissen sind, besonders für den Waldstandort, zu ausgeprägt. Jedoch wird der zeitliche Verlauf für beide Standorte gut wiedergegeben (vgl. **Abbildung 2**).

Vegetationswachstum und die Produktion abgestorbener organischer Substanz wurden an Ernteertragsmessungen für landwirtschaftliche Nutzpflanzen (Versuchsfeld des Leibniz – Instituts für Agrartechnik (ATB), Bornim) durchgeführt. Für den landwirtschaftlichen Standort ergab sich im Zeitraum 1995 bis 1997 auf gedüngten Parzellen (150 kg N ha^{-1} a^{-1}) ein gemessener durchschnittlicher Ertrag der abgeernteten pflanzlichen Trockenmassmasse (tm) von 9 t_{tm} ha^{-1} a^{-1} für Winterweizen (Triticale) und 10.6 t_{tm} ha^{-1} a^{-1} für Roggen. Ein Vergleich der simulierten und gemessenen Werte zeigt **Tabelle 1**.

Die Modellierung des landwirtschaftlichen Versuchs bezüglich des Wachstums von Feldfrüchten und der Bildung des Ernteertrags zeigen eine gute Übereinstimmung zu den gemessenen Werten. Detailliertere Überprüfungen des Pflanzenwachstums und der Ertragsbildung für Feldfrüchte sind bei KRYSANOVA *et al.* (1998) zu finden.

Für zwei Kiefernstandorte (*Pinus sylvestris* L.) erfolgte eine Überprüfung des Biomassezuwachses und der Produktion abgestorbener Substanz an den Level II Standorten Kienhorst und Beerenbusch (Nordbrandenburg) der Landesforstanstalt Eberswalde. An beiden Standorten konnte das Vegetationswachstum und die Streuproduktion durch die Simulation gut wiedergegeben werden (WATTENBACH *et al.* 2004).

Die korrekte Wiedergabe des Vegetationswachstums und somit auch der Produktion abgestorbener pflanzlicher Biomasse als Zufuhr organischer Substanz in den Boden ist für die Kohlenstoff- und Stickstoffdynamik im Boden entscheidend. Eine Hemmung des Vegetationswachstums aufgrund von Wassermangel und Stickstoffmangel ist im Modell berücksichtigt.

Die Überprüfung der Zersetzungsprozesse abgestorbener organischer Substanz erfolgte anhand von Literaturstudien zu Freilandexperimenten und vorliegenden Messwerten. Die Zersetzung von Kiefernnadelstreu wurde mit Messwerten für einen in Nordbrandenburg gelegenen Kiefernstandort verglichen (BERGMANN *et al.* 1999). Für die abgestorbene organische Substanz landwirtschaftlicher Kulturen wurde auf publizierte Angaben zu Zersetzungsprozessen zurückgegriffen, die auf Feldexperimenten in Südost Norwegen beruhen (HENRIKSEN & BRELAND 1999). Die naturräumlichen Verhältnisse in Südost Norwegen sind ähnlich den ostdeutschen Verhältnissen. **Abbildung 3a** zeigt einen Vergleich der gemessenen und simulierten Streuzersetzung für zwei landwirtschaftliche Nutzpflanzen (Sommergerste- und Winterweizenstroh) und für Kiefernadeln. Dabei konnte der zeitliche Verlauf des Zersetzungsprozesses der Streu durch die Simulation gut repräsentiert werden. Die Zersetzung der Nadelstreu erfolgt in der Simulation in den ersten 300 Tagen im Vergleich zu den gemessenen Werten zwar verlangsamt, jedoch wird die Zersetzungsrate über den beprobten Zeitraum hinreichend genau wiedergegeben.

Tabelle 1: Vergleich des simulierten und gemessenen Ernteertrages (Mittelwert der Jahre 1995 bis 1997) auf dem Versuchsfeld der ATB. In Klammern die Standardabweichung der Messwerte.

Feldfrucht	**Gemessener Ernteertrag [t_{tm} ha^{-1} a^{-1}]**	**Simulierter Ernteertrag [t_{tm} ha^{-1} a^{-1}]**	**Gemessener Kornertrag [t_{tm} ha^{-1} a^{-1}]**	**Simulierter Kornertrag [t_{tm} ha^{-1} a^{-1}]**
Triticale (*Tritico secale* WITTMACK)	9 (± 0,9)	8,8	3,8 (± 0,4)	3,7
Roggen (*Secale cereale* L.)	10,6 (± 1,0)	9,5	4,2 (± 0,4)	3,8

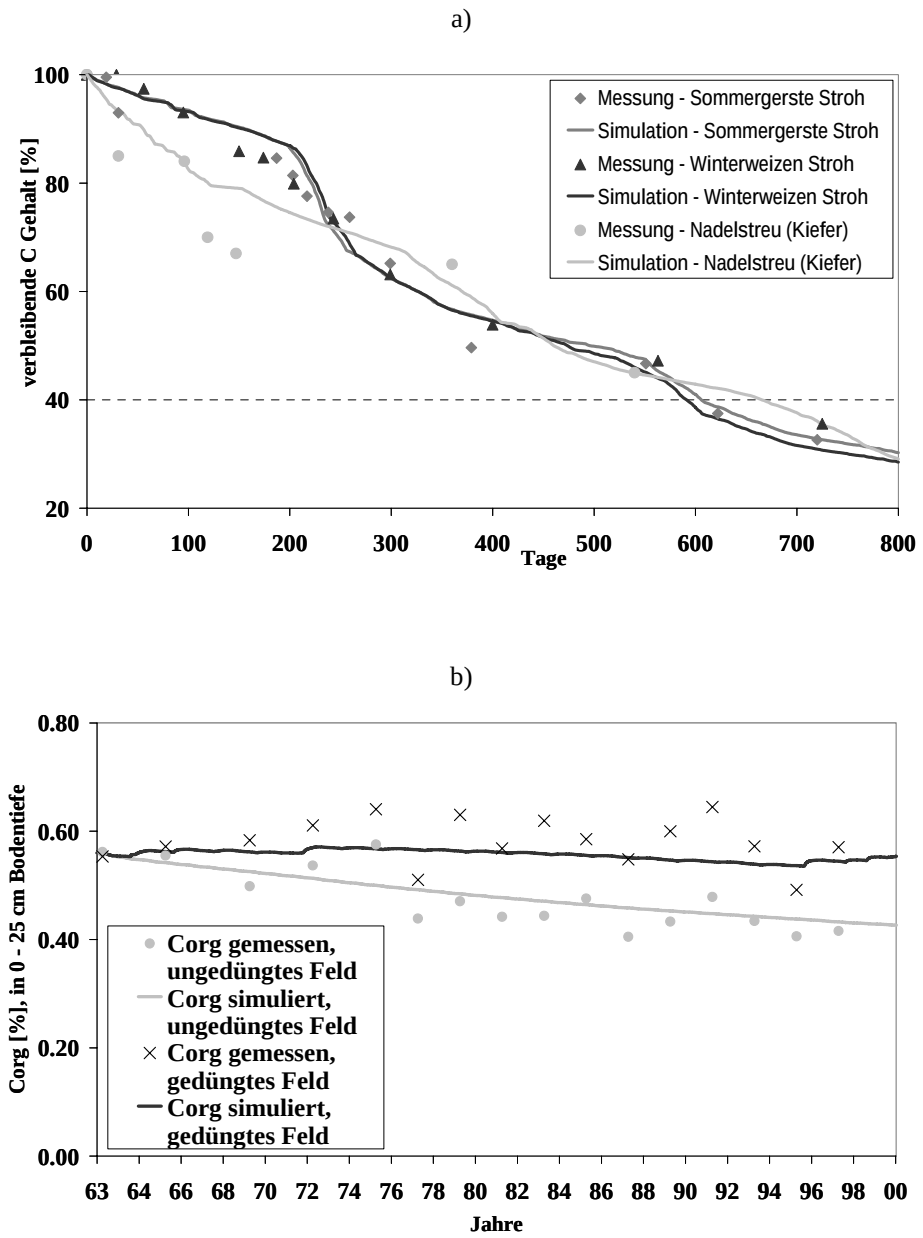


Abbildung 3: (a) Simulation der Zersetzung abgestorbener Biomasse für Stroh von Winterweizen und Sommergerste sowie Nadelstreu (Kiefer). Messwerte der Feldexperimente sind HENRIKSEN & BRELAND (1999) und BERGMANN *et al.* (1999) entnommen. (b) Simulation des C_{org}-Gehaltes im Oberboden verglichen mit Messwerten des Langzeitfeldversuches V140 Müncheberg (ZALF, FAL).

Um das Langzeitverhalten des organischen Kohlenstoffgehaltes im Oberboden zu überprüfen, wurden Messwerte des Langzeitexperiments V140 der ZALF (Leibniz-Zentrum für Agrarlandschafts- und Landnutzungsforschung) und FAL (Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft) in Müncheberg herangezogen (**Abbildung 3b**). Dabei wurde für einen Zeitraum von 35 Jahren der C_{org}- Verlauf einer gedüngten (150 kg N ha^{-1} a^{-1} anorganischer und ca. 25 t ha^{-1} Stalldung alle 2 Jahre organischer Dünger) und einer ungedüngten

Feldparzelle mit entsprechenden Simulationswerten verglichen. Während auf dem ungedüngten Feld die C_{org}-Gehalte im Boden (0-25 cm Bodentiefe) von 1963 bis 2000 kontinuierlich abnahmen, wurde ein relativ konstanter C_{org}-Gehalt für das gedüngte Feld durch die Beprobungen festgestellt. Dieses Verhalten findet sich auch in dem Simulationsergebnis für den genannten Zeitraum wieder. Dies zeigt, dass das erweiterte Modell in der Lage ist, Auswirkungen verschiedener Düngungsvarianten auf die Kohlenstoffdynamik sowie ihre langzeitliche Entwicklung im Boden abzubilden.

Als weitere integrierende Größe ist die Entstehung von CO_2 aus der Bodenatmung zu überprüfen. Grundlage zur Berechnung der Bodenrespiration ist die tägliche Änderung des Speichers der abgestorbenen organischen Substanz sowie des Speichers der aktiven organischen Substanz (vgl. **Abbildung 1**). Hierbei ist zu beachten, dass dies nicht die Wurzelatmung beinhaltet, sondern der heterotrophen Bodenatmung entspricht. Für Literaturwerte, die für die zitierten Messungen die Wurzelatmung (autotrophe Atmung) beinhalten, wurden für den jeweiligen Landbedeckungstypus der durchschnittliche Wurzelatmungsanteil im Jahr an der Gesamtbodenrespiration berücksichtigt (HANSON *et al.* 2000). In der folgenden **Tabelle 2** sind für drei Landbedeckungstypen die jährlichen Summen der heterotrophen Bodenatmung der simulierten und gemessenen Werte dargestellt.

Die Simulation der Bodenrespiration konnte für die in **Tabelle 2** angegebenen Landbedeckungen in den richtigen Größenordnungen wiedergegeben werden. Allerdings muss angemerkt werden, dass es sich bei den angegebenen Wertespannen um Richtgrößen der Bodenrespiration für die jeweilige Landbedeckung handelt, die durch das Modell auch wiedergegeben werden. Für vorliegende Bodenrespirationsmessungen (Werte der ATB, vgl. **Tabelle 2**) konnte die Jahressumme zufrieden stellend durch das erweiterte Modell SWIM-SCN errechnet werden. Hier sind jedoch noch weitere Untersuchungen hinsichtlich des jahreszeitlichen Verlaufs sowie der Jahressumme der Bodenrespiration für vorliegende Messreihen notwendig, um das Modellverhalten besser abzusichern.

11.4 Fazit

Die ausgewiesenen Kohlenstoffspeicher und die entsprechenden Kohlenstoffflüsse wurden für Agrar- und Waldökosysteme verifiziert. Die Ergebnisse verdeutlichen eine gute Übereinstimmung hinsichtlich des zeitlichen Verlaufs und der Quantität der betrachteten Größen. Die vorgestellte Modellerweiterung SWIM-SCN kann somit als Hilfsmittel zur Quantifizierung der genannten Prozesse dienen. Das Modell integriert neben dem Landschaftswasserhaushalt dynamische Prozessbeschreibungen zum Vegetationswachstum, Streuproduktion (oberirdisch und unterirdische abgestorbene organische Substanz) und zu Bodenprozessen (Bodentemperatur, Bodenwasserhaushalt, C und N Dynamik) in der lateralen und vertikalen Domäne. Diese Prozesse sind beeinflusst durch Klima, Boden und Landnutzung. Folglich können die wesentlichen Prozesse für den Umsatz organischer Substanz im Boden in der betrachteten zeitlichen und räumlichen Skala beschrieben werden.

Weitere Untersuchungen müssen jedoch für zusätzliche landwirtschaftliche Nutzpflanzen und Waldtypen vorgenommen werden. Zur Quantifizierung von Unsicherheiten hinsichtlich der Eingangsdaten und Modellparameter muss ebenfalls noch eine detaillierte Sensitivitäts- und Unsicherheitsanalyse des Modellverhaltens erfolgen.

Tabelle 2: Simulierte jährliche Summen der Bodenrespirationswerte (SR) verglichen mit Messwerten für 3 Landbedeckungen.

Landbedeckung	**SR, simuliert [g C m^{-2} a^{-1}]**	**SR, gemessen [g C m^{-2} a^{-1}]**	**Referenz**
Feldfrucht	295-840	410-660	BEYER (1991)
Feldfrucht Triticale	300 (2000)	250 (2000)	ATB*
Feldfrucht Roggen	275 (1999) 250 (2001)	211 (1999) 236 (2001)	ATB*
Nadelwald	100-375	292-710	BUCHMANN (2000)
Laubwald	300-525	475	BEYER (1991)
* Mess- und Simulationswerte unter den selben Standortbedingungen			

Auf dieser Grundlagen können dann anwendungsorientierte Untersuchungen, wie z.B. eine Evaluierung der Einflüsse von Landbewirtschaftung und Landnutzungsänderungen (Aufforstung, Fruchtfolgen, Düngung, Bodenbearbeitung) auf Bodenrespiration und Humusdynamik, vorgenommen werden. Dies führt zu einer Bewertung der landschaftlichen C-Dynamik in Flusseinzugsgebieten unter den gegenwärtigen Bedingungen und unter den Einflüssen veränderter Landnutzung und Landbewirtschaftung.

11.5 Danksagung

Für die Bereitstellung von Messdaten danken wir dem Leibniz-Institut für Agrartechnik Bornim (ATB), der Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft Braunschweig (FAL), dem Leibniz-Zentrum für Agrarlandschafts- und Landnutzungsforschung Müncheberg (ZALF) sowie dem Umweltforschungszentrum Leipzig/Halle (UFZ). Für die Nutzung der Level II Daten bedanken wir uns bei der Landesforstanstalt Eberswalde. Diese Arbeit wurde durch den HSP Fond des Landes Brandenburg gefördert.

11.6 Literatur

BERGMANN C, FISCHER T, HÜTTL R F (1999) Decomposition of needle-, herb-, root-litter, and Of-layer-humus in three Scotts pine stands. In: HÜTTL R F, BELLMANN K (eds) Changes of atmospheric chemistry and effects on forest ecosystems. A roof experiment without roof. Nutrients in ecosystems. Dordrecht: Kluwer, pp. 151-176, ISBN 0-7923-5713-2

BEYER L (1991) Intersite characterization and variability of soil respiration in different arable and forest soils. Biol Fertil Soils 12: 122-126

BUCHMANN N (2000) Biotic and abiotic factors controlling soil respiration rates in *Picea abies* stands. Soil Biol Biochem 32: 1625-1635

CHERTOV O G, KOMAROV A S (1997) SOMM: A model of soil organic matter dynamics. Ecol Model 94: 177-189

FRANKO U (1990) C- und N-Dynamik beim Umsatz organischer Substanz im Boden. Dissertation B Thesis, Akademie der Landwirtschaftswissenschaften der DDR, Berlin

GROTE R, SUCKOW F, BELLMANN K (1999) Modelling of carbon-, nitrogen-, and water balances in pine stands under changing air pollution and deposition. In: HÜTTL R F, BELLMANN K (eds) Changes of atmospheric chemistry and effects on forest ecosystems. A roof experiment without roof. Nutrients in ecosystems. Dordrecht: Kluwer, pp. 251-281, ISBN 0-7923-5713-2

HANSON P J, EDWARDS N T, GARTEN C T, ANDREWS J A (2000) Separating root and soil microbial contributions to soil respiration: A review of methods and observations. Biogeochemistry 48: 115-146

HATTERMANN F, KRYSANOVA V, WECHSUNG F, WATENBACH M (2002) Multiscale and multicriterial hydrological validation of the ecohydrological model SWIM. In: RIZZOLI A. E, JAKEMAN A.J. (eds.) Integrated assessment and decision support. Proc. of the 1st biennial meeting of the Int. Env. Modelling and Software Society, vol. 1, 281-286.

HENRIKSEN T M, BRELAND T A (1999) Decomposition of crop residues in the field: Evaluation of a simulation model developed from microcosm studies. Soil Biol Biochem 31: 1423-1434

HOUGHTON R A (1996) Converting terrestrial ecosystems from sources to sinks of carbon. Ambio 25: 267-272

JACKSON R B, CANADELL J, EHLERINGER J R, MOONEYH A, SALA O E, SCHULZE E D (1996) A global analysis of root distributions for terrestrial biomes. Oecologia 108: 389-411

KRYSANOVA V, MÜLLER-WOHLFEIL D-I, BECKER A (1998) Development and test of a spatially distributed hydrological/water quality model for mesoscale watersheds. Ecol Model 106: 263-289

KRYSANOVA V, BECKER, A (2000) Integrated modelling of hydrological processes and nutrient dynamics at the river basin scale. Hydrobiologia 410: 131-138

LASCH P, BADECK F-W, LINDNER M, SUCKOW F (2002) Sensitivity of simulated forest growth to changes in climate and atmospheric CO_2. Forstwiss Centralbl 121: 155-171

PARTON W J, SCHIMEL D S, COLE C V, OJIMA D S (1987) Analysis of factors controlling soil organic matter levels in Great Plain grasslands. Soil Sci Soc Am J 51: 1173-1179

WATTENBACH M, HATTERMANN F, WENG R, WECHSUNG F, KRYSANOVA V, BADECK F-W (in press) A simplified approach to implement forest eco-hydrological properties in regional eco-hydrological modelling. Ecol Model

WILLIAMS J R, RENARD K G, DYKE P T (1984) EPIC a new method for assessing erosion's effect on soil productivity. J Soil Water Conserv 38: 381-383

Adressen der Autoren

Joachim Post (korrespondierender Autor)
Potsdam - Institut für Klimafolgenforschung
Telegrafenberg
PF 60 12 03
D-14412 Potsdam
E-Mail: joachim.post@pik-potsdam.de

Valentina Krysanova
Potsdam - Institut für Klimafolgenforschung
Telegrafenberg
PF 60 12 03
D-14412 Potsdam
E-Mail: valentina.krysanova@pik-potsdam.de

Felicitas Suckow
Potsdam - Institut für Klimafolgenforschung
Telegrafenberg
PF 60 12 03
D-14412 Potsdam
E-Mail: felicitas.suckow@pik-potsdam.de

12 ALNUS - Renaturierung von Niedermooren durch Schwarz-Erlenbestockung

Achim Schäfer

12.1 Ausgangssituation

Die Nordostdeutsche Tiefebene ist eine moorreiche Region, in der sich mehr 500.000 Hektar Niedermoorflächen befinden (GROSSE-BRAUCKMANN 1997). Die anhaltend intensive landwirtschaftliche Nutzung hat hier zu gravierenden Standortwandlungen geführt, die mit einer starken Belastung von Natur und Umwelt verbunden ist. Hiervon betroffen sind wichtige Funktionen des Landschaftshaushaltes, wie etwa die Einschränkung der landschaftshydrologischen Funktionen, Nährstoffausträge in angrenzende aquatische Ökosysteme, Verlust von Lebensräumen für seltene Pflanzen und Tierarten und die Emission klimarelevanter Spurengase (vgl. ausführlich hierzu SUCCOW & JOOSTEN 2001). Die jährlichen CO_2-Emissionen aus den Niedermooren Brandenburgs und Mecklenburg-Vorpommerns liegen in der Größenordnung von 7-18 Mio. Tonnen CO_2 pro Jahr (SCHÄFER 2003a, S. 25). Diese Form der landwirtschaftlichen Nutzung verursacht insofern volkswirtschaftliche Kosten, da an anderer Stelle der Volkswirtschaft erhebliche finanzielle Mittel für die Erreichung klima- beziehungsweise gewässerschutzpolitischer Ziele aufgewendet werden müssen. Die aktuellen politischen und ökonomischen Rahmenbedingungen, die oftmals eine Nutzungsauflassung nach sich ziehen, eröffnen aber auch Chancen für neuartige, nachhaltige Verfahren der Niedermoornutzung (vgl. **Abbildung 1**).

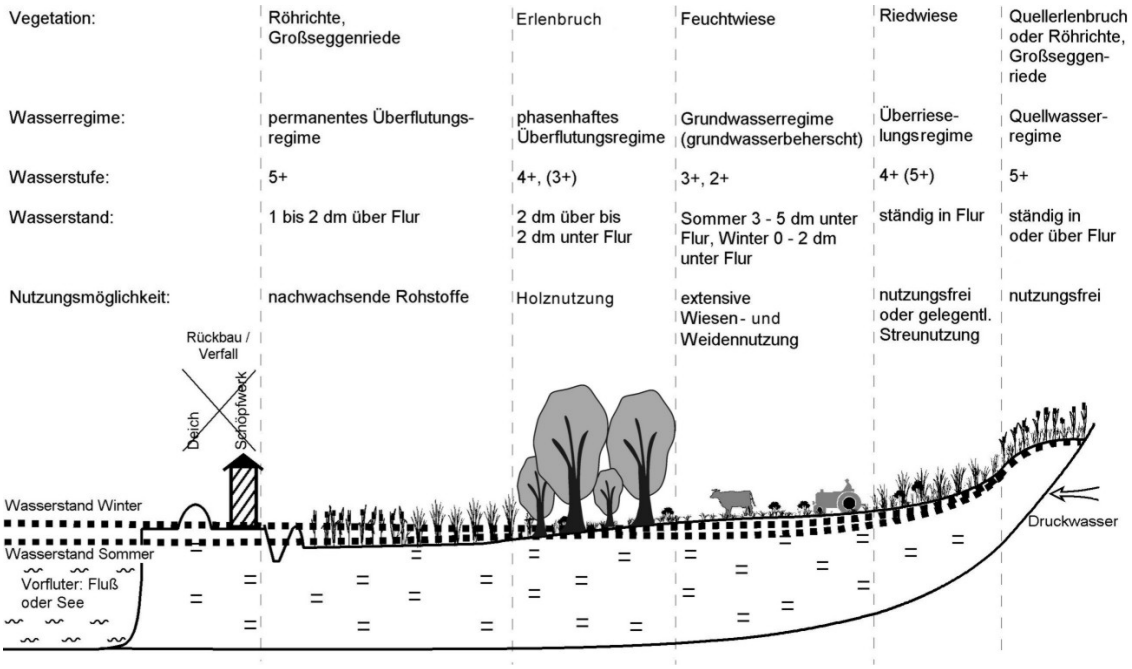


Abbildung 1: Nachhaltige Nutzungsmöglichkeiten für Niedermoore. (Quelle: verändert übernommen von SUCCOW & JOOSTEN 2001, S. 506.)

Dies hätte zur Folge, dass herkömmliche landwirtschaftliche Produktionsverfahren aufgegeben werden müssen. Umweltverträgliche Nutzungsformen wie etwa die Produktion nachwachsender Rohstoffe (WICHTMANN & SUCCOW 2001), der Anbau und die Verwertung von Schilf (SCHÄFER 1999) und Rohrkolben (WILD *et al.* 2001) wurden bereits in mehreren Renaturierungsprojekten untersucht.

Im Rahmen eines noch laufenden interdisziplinären Forschungsprojektes[1] am Botanischen Institut der Ernst-Moritz-Arndt-Universität Greifswald werden die Bedingungen für einen umweltverträglichen Erlenanbau erforscht (SCHÄFER 2003b). Die Schwarz-Erle (*Alnus glutinosa*) wächst unter natürlichen Bedingungen auf nassen, nährstoffreichen und potenziell torfbildenden Niedermoorstandorten und besitzt hier ein großes, bisher nicht ausgeschöpftes waldbauliches Potenzial. Ziel des Vorhabens ist die Entwicklung eines Produktionsverfahrens für Erlenwertholz bei gleichzeitiger Minimierung der die Umwelt schädigenden Effekte. In dem praxisorientierten Projekt werden erstmals Aspekte der Umweltverträglichkeit und Wirtschaftlichkeit im Bereich der Waldnutzung auf Mooren verbunden und das Potenzial für einen nassen, umweltgerechten Waldbau ermittelt.

Abbildung 2: ALNUS-Pilotfläche im Trebeltal

Zur Erprobung und Demonstration des Verfahrens wurde eine etwa acht Hektar große Pilotfläche nahe Brudersdorf im mecklenburgischen Trebeltal zwischen Demmin und Gnoien aufgeforstet (vgl. **Abbildung 2**). Auf dieser Fläche und weiteren, mehr als 60 bereits bestockten Untersuchungsflächen in den Niederungen Mecklenburg-Vorpommerns wird untersucht, wie nass die Erlenanbaustandorte sein können, damit eine die Umwelt belastende Stofffreisetzung unterbleibt beziehungsweise eine Stoffbindung erfolgen und damit eine Entsorgungsleistung stattfinden kann. Durch die Integration waldbaulicher, ökologischer und ökonomischer Erkenntnisse werden Kriterien und Indikatoren für die Standortwahl und Standortbehandlung von Aufforstungsflächen entwickelt. Mit Hilfe von Eignungskarten und Szenarien des Landschaftswasserhaushaltes sowie der Analyse von Nutzungskonflikten und integrativen Lösungsansätzen soll eine mögliche alternative Nutzungsmöglichkeit für ein repräsentatives Niedermoorgebiet demonstriert werden. ALNUS ist ein umsetzungsorientiertes Projekt, an dessen Ende ein Leitfaden erstellt wird, der über folgende Themenbereiche informieren soll:

- Auswahl und Einrichtung von Flächen und Pflege von Schwarz-Erlenbeständen auf Moorstandorten,
- Indikatorensystem zur Beurteilung des Holzwachstums und der Umwelteffekte,
- exemplarische Eignungskarten für Schwarz-Erlen-Aufforstungen und Fragen des Landschaftswasserhaushalts sowie
- Übersicht von wirtschaftspolitischen Steuerungsinstrumenten zur Umsetzung.

12.2 Umweltökonomische Aspekte der Niedermoorrenaturierung durch Schwarz-Erlen

Bei Entscheidungen über künftige Nutzungsoptionen für Niedermoore müssen die Folgekosten der her-

[1] Förderung durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt, Osnabrück (Az. 19599).

kömmlichen und die ökologischen Leistungen alternativer Nutzungsformen berücksichtigt werden. Derartige Entscheidungen ziehen immer allokative und distributive Auswirkungen nach sich und können sich somit nicht dem Phänomen der Knappheit und dem daraus abzuleitenden Postulat der Effizienz entziehen. In beiden Fällen handelt es sich um landnutzungsbedingte Kuppelprodukte, die infolge politisch fixierter Anreizmechanismen zu diametral gegensätzlichen Allokationsergebnissen führen.

Im Unterschied zu technischen Umweltschutzmaßnahmen, etwa dem Einbau eines Filters zur Verringerung der, die Umwelt schädigenden, Emissionen, können die Kosten der Umweltverbesserung hinreichend genau ermittelt und mit anderen Maßnahmen verglichen werden. Dies ist bei der Moornutzung nicht so einfach möglich. Volkswirtschaftliche Kosten sind Opportunitätskosten, die die entgangenen Erträge oder Nutzen, die sich bei nächst bester Verwendung eines Produktionsfaktors (in diesem Fall des Bodens) ergäben, reflektieren. Aufgrund der multifunktionalen Beziehungen zu anderen Umweltmedien (Boden, aquatische Ökosysteme, Atmosphäre), die mit der Nutzung beziehungsweise Nicht-Nutzung der Moore verbunden sind, müssen verschiedene Alternativen dem ökonomischen Kalkül unterworfen werden. Erschwerend kommt hinzu, dass die Agrarmärkte in hohem Maße durch allokations- und wettbewerbsverzerrende Subventionen beeinflusst sind.

Die mit einer nicht-nachhaltigen Moornutzung verbundenen Umweltprobleme werden in der ökonomischen Theorie im Zusammenhang mit Externalitäten und öffentlichen Gütern erklärt (ENDRES 1994). Bei einem negativen externen Effekt werden Kosten bei anderen Wirtschaftssubjekten hervorgerufen, ohne dass der Verursacher für den Schaden bezahlen muss. Dasselbe gilt für einen positiven externen Effekt, bei dem die Erbringung nicht entlohnt wird. Da in beiden Fällen keine Verfügungsrechte definiert sind, kommt es zur Übernutzung knapper Ressourcen beziehungsweise zu einer geringeren Bereitstellung. Die moderne ökonomische Theorie der Property Rights weist hier auf mangelnde beziehungsweise fehlende ökonomische Verfügungsrechte hin (HANNA *et al.* 1996). Die negativen Umweltwirkungen der landwirtschaftlichen Moornutzung können mit ordnungspolitischen Instrumenten nur schwer unterbunden werden, da mit dem Eigentumsrecht auch ein Nutzungsrecht verknüpft ist. Im vorliegenden Fall wird dem Landwirt im Rahmen der so genannten "guten fachlichen Praxis" (§ 17 BBodSchG) die Moornutzung gestattet.

Die daraus resultierende Umweltbelastung wird toleriert; dem Landwirt werden somit Verschmutzungsrechte gratis zugestanden. Eine umweltfreundlichere Nutzung kann also nur gegen entsprechende Entlohnung, etwa im Rahmen von Agrarumweltprogrammen oder Vertragsnaturschutz erfolgen. Die Kohlenstofffestlegung könnte entweder nach dem Standard-Preis-Ansatz (BAUMOL & OATES, 1971) in ein konsequentes CO_2-Steuersystem oder, ohne Belastung öffentlicher Haushalte, in ein System handelbarer Emissionsrechte integriert werden. Nach dem Standard-Preis-Ansatz wird eine Steuer derart festgesetzt, dass gesellschaftlich gewünschte Standards im Zeitablauf erreicht und die Bedingungen für eine effiziente Allokation der knappen Ressourcen wiederhergestellt werden. Bei einem System handelbarer Emissionsrechte werden vorgegebene umweltpolitische Ziele ebenfalls mit minimalen Kosten realisiert.

12.3 Kohlenstoffökologische Auswirkungen der Moornutzung

Natürliche Moore weisen eine positive Kohlenstoffbilanz auf, wenn durch Photosynthese mehr Kohlenstoff gebunden als bei aeroben und anaeroben Abbauprozessen freigesetzt wird. Aufgrund der ganzjährig hohen Wasserstände ist die Abbaurate der organischen Substanz niedriger als die Zuwachsrate, sodass es

langfristig zu einer Akkumulation von Torf kommt (Phase I, in **Abbildung 3**).

Durch die Trockenlegung und die landwirtschaftliche Nutzung kommt es bei der Mineralisation des Torfkörpers zur Freisetzung von Kohlendioxid (Phase II). Bei einer weiter anhaltenden landwirtschaftlichen Nutzung erfolgt eine weitere Freisetzung von Kohlendioxid. Diese nicht-nachhaltige Nutzung kann solange erfolgen, bis der in Jahrtausenden angewachsene Torfvorrat verbraucht ist (Business as usual-Szenario in Phase III). Bei einer umweltverträglichen Nutzung hingegen würde der Torfkörper geschont beziehungsweise weiter aufgebaut.

In ALNUS soll eine Aufforstung nicht auf natürlichen, sondern auf degradierten Moorstandorten erfolgen. Hierfür werden die Standorte nicht weiter entwässert, sondern wieder vernässt und der derzeitige standörtliche Status quo (keine weitere Netto-Torfmineralisation) wird verbessert. Im noch nachzuweisenden Idealfall ist bei entsprechenden Grundwasserständen sogar mit einem Torfwachstum zu rechnen. Das Vorhandensein von zum Teil sehr mächtigen Erlentorfen und erste Ergebnisse paläoökologischer Analysen von Torfprofilen zeigen, dass die Schwarz-Erle unter natürlichen Bedingungen auf nassen, nährstoffreichen Moorstandorten wächst und zur Bildung von Torf in der Lage ist (BARTHELMES 2000). Außerdem kann durch stoffliche und/oder energetische Substitution fossiler Rohstoffe, entweder durch Ersatz energieaufwändig hergestellter Materialien (Bau- und Werkstoffe) durch Holz oder den vermehrten Einsatz von Holz als Energieträger, ein zusätzlicher positiver Umwelteffekt realisiert werden, indem fossile Rohstoffe in ihren geogenen Lagerstätten verbleiben (Nachhaltige Erlenproduktion in Phase III).

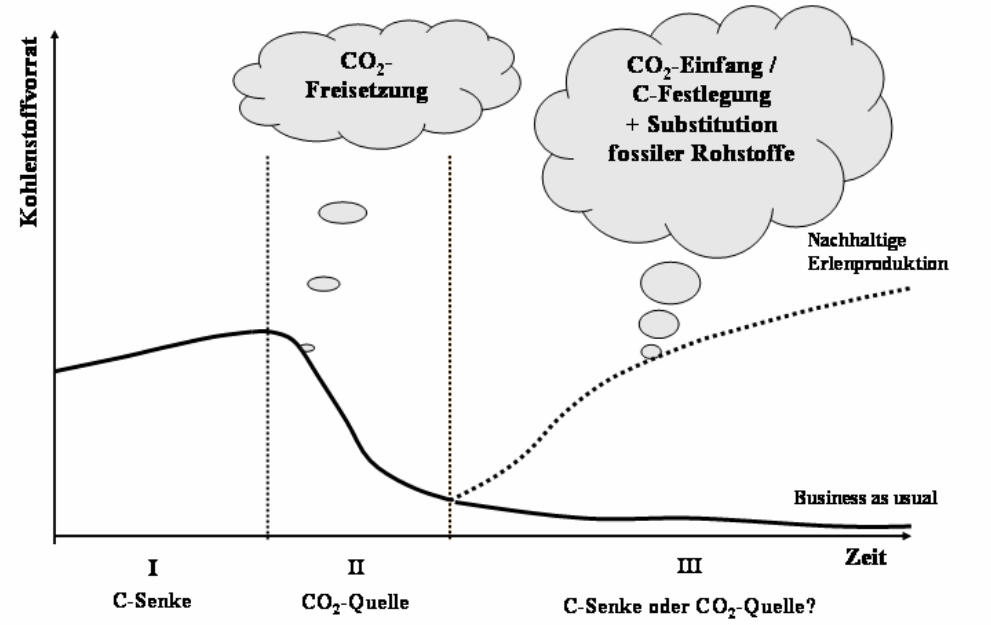


Abbildung 3: Kohlenstoffökologische Auswirkung der Moornutzung

Eine grobe Abschätzung der klimarelevanten Auswirkungen verschiedener Vernässungsszenarien für Deutschland (MEYER *et al.* 2001, S. 110) zeigt, dass die Maßnahmen des Moorschutzes mit einer jährlichen Reduktion von bis zu 5 Mio. t CO_2-eqv signifikant zu einer Minderung der klimawirksamen Emissionen aus Niedermooren beitragen können. Der noch relativ niedrige Beitrag (Reduktion etwa 2 %) zu den aktuellen Emissionen in Deutschland sollte nicht unterbewertet werden, denn:

1) Mit anspruchsvolleren Vermeidungszielen, die in nachfolgenden Verpflichtungsperioden zu erwarten sind, nimmt dieser Anteil nicht nur rein rechnerisch zu. Auch durch den Rückgang bislang kostenloser Vermeidungsmaßnahmen ("no regret"-Optionen) steigen die Grenzvermeidungskosten je Tonne CO_2. Weiterhin können infolge einer konjunkturellen Belebung und einem damit verbundenen weiteren Anstieg der CO_2-Emissionen die Grenzvermeidungskosten zusätzlich in die Höhe schnellen. Beide durchaus mögliche Entwicklungen können demzufolge zu einem Anstieg des monetären Wertes der Kohlenstoffsenkenfunktion führen.

2) Die kohlenstoffökologischen Effekte einer umweltverträglichen Moornutzung durch die Substitution fossiler Rohstoffe sind hier noch nicht eingerechnet. Dieser Aspekt ist für die Honorierung der Kohlenstofffestlegung beim Erlenanbau auf degradierten Niedermoorstandorten zunächst von nachrangiger Bedeutung. Mögliche Substitutionseffekte werden frühestens nach etwa 60 Jahren im Anschluss an die Holzernte wirksam. Die Kohlenstofffestlegung in den Erlenwäldern kann dann nach der Holzernte wieder von vorne beginnen!

12.4 Umsetzungschancen und wirtschaftspolitische Rahmenbedingungen

Eine Konversion zu Gunsten alternativer Nutzungsformen wird auf betrieblicher Ebene erst dann erfolgen, wenn deren Rentabilität gegeben ist. Unter den gegenwärtigen agrarpolitischen Rahmenbedingungen sind die Umsetzungschancen für umweltverträgliche Produktionsverfahren auf Moorstandorten gering, da von dem bestehenden agrarpolitischen Anreizsystem nicht die erforderlichen Signale ausgesendet werden. Dies hat zur Folge, dass die Agrarmärkte in erheblichem Ausmaß beeinflusst und die Kosten für die Beseitigung der Umweltschäden auf die Gesellschaft überwälzt werden.

Mögliche ökonomische Instrumente für eine nachhaltige Entwicklung der Moore sind vor dem Hintergrund künftiger agrarpolitischer Änderungen sowie umweltpolitischer Erfordernisse zu diskutieren. Hierbei ist zu berücksichtigen, dass die Notwendigkeit einer intensiven Moornutzung im Kontext des gemeinsamen Europäischen Marktes und der damit verbundenen Umweltbelastungen künftig nicht länger erforderlich sein wird und die Nutzung der Moore stärker als bisher die Integration von Umweltqualitätszielen erfordert. Auch die Umsetzungschancen eines umweltverträglichen Erlenanbaus auf degradierten Niedermooren werden in hohem Maße von diesen Rahmenbedingungen beeinflusst.

Im Bereich der künftigen Europäischen Agrarpolitik sind bereits erste Tendenzen für die Einbeziehung ökologischer Leistungen erkennbar. Inwieweit sich die von der EU geforderte Berücksichtigung von Umweltaspekten bei der Liberalisierung der Agrarmärkte durchsetzen wird, ist derzeit nicht absehbar. Ein vordergründig starkes Argument für eine Entlohnung ökologischer Leistungen ist, dass deren Erbringung keine außenhandelsbezogenen Wettbewerbsverzerrungen verursachen, da sie nur im Inland erbracht

werden können. Unabhängig von den Möglichkeiten einer Entlohnung ökologischer Leistungen wird der finanzielle Handlungsspielraum auf Landesebene nach dem Auslaufen der Agenda 2000 im Jahre 2006 zusätzlich eingeschränkt sein. Davon werden auch die derzeitigen mit der Moornutzung verbundenen Förderprogramme (Moorschutzprogramm, naturschutzgerechte Grünlandnutzung) und die Förderung der Erstaufforstung betroffen sein. Die Honorierung der C-Senkenfunktion hat, im Unterschied zu anderen nur schwer zu quantifizierenden positiven Wirkungen der Moorrenaturierung den praktischen Vorteil, dass sie hinreichend genau quantifiziert werden kann. Außerdem könnte diese Leistung in ein bereits in Ansätzen bestehendes CO_2-Steuersystem integriert oder haushaltsneutral auf bereits vorhandenen Kohlenstoffmärkten gehandelt werden.

Nach Artikel 3 (3) Kyoto-Protokoll kann die Festlegung von Kohlenstoff in Wäldern und Böden angerechnet werden. Obwohl die Bundesregierung und die EU auf den Vertragsstaatenkonferenzen weit reichende Zugeständnisse bei der Anrechnung von Senken gemacht haben, hat sich die Bundesregierung bislang noch nicht entschieden, ob sie von den Möglichkeiten des Kyoto-Protokolls Gebrauch machen wird (STRICH 2002). Da es aus kohlenstoffökologischer Sicht gleichgültig ist, in welchem Land der Erde Kohlenstoff eingefangen wird, ist konsequenterweise die Schaffung zusätzlicher Kohlenstoffsenken auch im Inland anzuerkennen. Aus ökonomischer Sicht handelt es sich dabei in jedem Fall um eine Leistung, die auch entsprechend honoriert werden kann (SCHÄFER & DEGENHARDT 1999, SCHÄFER 2003a).

Die monetären Effekte einer Honorierung der biosphärischen Senkenfunktion nach dem Standard-Preis-Ansatz können überschlägig quantifiziert werden. Die Höhe eines wirksamen Steuersatzes variiert zwischen 50 EUR je t CO_2 bei bereits eingeführten und 200 EUR je t CO_2 in wirtschaftswissenschaftlichen Studien. Bei einer Gesamtwuchsleistung von 637 m^3 ha^{-1} (mittlere Bonität nach LOCKOW, 1997) könnten jährlich etwa 7,2 t CO_2 je ha^{-1} eingefangen werden. Damit errechnet sich eine jährliche Steuergutschrift für die Kohlenstofffestlegung in Höhe von 360-1.440 EUR ha^{-1}. Moorschutz könnte somit also eine relativ sichere Kapitalanlage sein!

Inwieweit durch den weiter zu erwartenden Abbau wettbewerbsverzerrender Subventionen die Umsetzungschancen für eine nachhaltige Erlenwirtschaft auf degradierten Niedermoorstandorten steigen, ist noch ungewiss. Die Honorierung ökologischer Leistungen würde, im Gegensatz zu den kontraproduktiven Subventionszahlungen, die Investitionsentscheidungen land- und forstwirtschaftlicher Betriebsinhaber beeinflussen, die Allokation knapper Umweltgüter verbessern und zu einer dauerhaften Entlastung der Umwelt führen. Den politischen Entscheidungsträgern auf Landes- und Bundesebene wird empfohlen, dass Entscheidungen, die mit dem Ziel einer nachhaltigen Entwicklung der Moore verbunden sind, nicht wie bisher jenseits ökonomischer Abwägungen getroffen werden sollten. Die Frage, ob und in welcher Höhe etwa die Kohlenstofffestlegung auf Moorstandorten im Sinne internationaler klimapolitischer Verhandlungsergebnisse entlohnt werden soll, muss auf der politischen Ebene beantwortet werden.

12.5 Literatur

BARTHELMES A., 2000. Paläoökologische Untersuchungen zur Entstehung von Erlenbruchwaldtorfen. Diplomarbeit, Ernst-Moritz-Arndt-Universität Greifswald.

BAUMOL W.J., OATES W.E., 1971. The Use of Standards and Prices for Protection of the Environment. Swedish Journal of Economics 73: 42-54.

ENDRES A., 1994. Umweltökonomie – Eine Einführung. Wissenschaftliche Buchgesellschaft, Darmstadt. 207 S.

GROSSE-BRAUCKMANN G., 1997. Moore und Moornaturschutzgebiete in Deutschland – eine Bestandsaufnahme. Telma 27: 183-215.

HANNA S., FOLKE C., MÄLER K.-G., 1996. Rights to Nature. Ecological, Economic, Cultural, and Political Principles of Institutions for the Environment. Island Press, Washington, D.C., 298 S.

LOCKOW K.-W., 1997. Wachstum, Entwicklung und waldbauliche Behandlung der Zukunftsbäume im Roterlen-Hochwaldbetrieb. Beiträge für Forstwirtschaft und Landschaftsökologie 31: 31-35.

MEYER K., HÖPER H., BLANCKENBURG J., 2001. Spurengashaushalt und Klimabilanz bei Vernässung. In: KRATZ R., PFADENHAUER J. (Hrsg.): Ökosystemmanagement für Niedermoore. Ulmer Verlag, Stuttgart, S. 104-111.

SCHÄFER A., 1999. Schilfrohrkultur auf Niedermoor — Rentabilität des Anbaus und der Ernte von *Phragmites australis*. Archiv für Naturschutz und Landschaftsforschung 38 (2-4): 193-216.

SCHÄFER A., DEGENHARDT S., 1999. Sanierte Niedermoore und Klimaschutz - Ökonomische Aspekte. Archiv für Naturschutz und Landschaftsforschung 38 (2-4): 335-354.

SCHÄFER A., 2003a. Monetarisierung ökologischer Leistungen von Niedermooren. Greifswalder Geographische Arbeiten 31: 21-30.

SCHÄFER A., 2003b. Da Projekt ALNUS in Mecklenburg-Vorpommern. Forst und Holz 58 (9): 263-264.

STRICH S., 2002. Ergebnisse der Klimakonferenz von Marrakesch. AFZ/Der Wald 57 (4): 178-179.

SUCCOW M., JOOSTEN H. (Hrsg.), 2001. Landschaftsökologische Moorkunde. 2. völlig neu bearbeitete Auflage. Schweizerbart, Stuttgart, 622 S.

WICHTMANN W., SUCCOW M., 2001. Nachwachsende Rohstoffe. In: KRATZ R., PFADENHAUER J. (Hrsg.): Ökosystemmanagement für Niedermoore. Eugen Ulmer Verlag, Stuttgart, S. 177-184.

WICHTMANN W., KNAPP M., JOOSTEN H., 2000. Verwertung der Biomasse aus der Offenhaltung von Niedermooren. Zeitschrift für Kulturtechnik und Landentwicklung 41: 32-36.

WILD U., KAMP T., LENZ A., HEINZ, S., PFADENHAUER J., 2001. Cultivation of *Typha spp*. in Constructed Wetlands for Peatland Restoration. Ecological Engineering 17 (1): 49-54.

Adresse des Autors

Achim Schäfer
Institut für dauerhaft umweltgerechte Entwicklung von Naturräumen der Erde (DUENE) e.V.
Grimmer Straße 88
D-17487 Greifswald
E-Mail: schaefea@uni-greifswald.de

13 Kohlenstoffdioxid- und Methanflussraten sandiger Böden

Hans Jürgen Hellebrand, Wolf-Dieter Kalk und Volkhard Scholz

Zusammenfassung

Der höhere CO_2-Partialdruck der Bodenluft ist auf Respiration von Pflanzenwurzeln und Bodenorganismen sowie auf die bakterielle Zersetzung organischer Substanz unter anaeroben Bedingungen zurückzuführen. CH_4 kann je nach Bodenbedingungen und Bakterienpopulation von methanotrophen Bakterien oxidativ abgebaut oder von methanogenen Bakterien gebildet werden. Bodeneigenschaften, Pflanzenbau und Witterung haben Einfluss auf die Aktivität der Bodenorganismen. Bodenbearbeitung, Düngung und Niederschlag verändern bestimmte Bodeneigenschaften. Feuchte Witterung erzeugt verstärkte CO_2-Bildungsraten und hemmt die CH_4-Oxidation im Boden. Im niederschlagsarmen Jahr 1999 (397 mm) wurde auf der pflanzenfreien Fläche ein Mittelwert der CO_2-Bildungsraten von 159 mg m^{-2} h^{-1} (entspricht 14000 kg CO_2 ha^{-1} a^{-1}) gemessen. Im niederschlagsreichsten Jahr des Untersuchungszeitraums (2001: 569 mm) stieg das Jahresmittel der CO_2-Bildungsraten auf 262 mg m^{-2} h^{-1} (entsprechend 22950 kg CO_2 ha^{-1} a^{-1}). Düngung von 150 kg N ha^{-1} a^{-1} erhöhte die CO_2-Freisetzung auf Pflanzenparzellen im Vergleich zu ungedüngten Pflanzenparzellen um ca. 15 %. Da bei Messungen auf Pflanzenparzellen die Respiration während der Messphase (Dunkelheit und Wurzeln) zu berücksichtigen ist, wird als Ursache für diesen Anstieg der verstärkte Pflanzenbewuchs gedüngter Parzellen vermutet. Die CH_4-Abbauraten im Boden sind temperaturabhängig mit Minima im Winter und Maxima im Sommer. Die Oxidation atmosphärischen CH_4 im Boden sank infolge des Witterungseinflusses von 0,7 kg CH_4 ha^{-1} a^{-1} in 1999 auf 0,4 kg CH_4 ha^{-1} a^{-1} in 2001 (Mittelwerte über alle Parzellen). Die Abbaurate des atmosphärischen CH_4 im Boden wird bei diesem landwirtschaftlich genutzten Standort nicht durch Stickstoffdüngung inhibiert. Auf Parzellen mit Düngungsgaben von 150 kg N ha^{-1} a^{-1} konnte im Gegenteil ein erhöhter CH_4-Abbau im Boden festgestellt werden.

Schlüsselworte: CO_2-Bildungsraten, CH_4-Oxidationsraten im Boden, Einfluss von Temperatur und Niederschlag

Abstract

The higher CO_2 partial pressure in the soil air is caused by the respiration of plant roots and soil organism and having anaerobic conditions, by the bacteriological decomposition of organic substances. In dependence on soil conditions and bacteria populations, CH_4 will be oxidised by methanotroph bacteria or generated by methanogen bacteria. Soil properties, fertilisation, and precipitation give rise to change some of the soil properties. Wet weather enhances generation rates of CO_2 and inhibits the CH_4 oxidation in the soil. The mean CO_2 generation rate at the measuring plot, held free of plants, was 159 mg m^{-2} h^{-1} (or as annual rate 14000 kg CO_2 ha^{-1} y^{-1}) in the dry year 1999. In the wettest year of the study (2001: 569 mm precipitation), the mean CO_2 generation rate at the same measuring plot was 262 mg m^{-2} h^{-1} (or as annual rate 22950 kg CO_2 ha^{-1} y^{-1}). The nitrogen fertilisation of 150 kg N ha^{-1} y^{-1} increased the CO_2 generation rate from plant plots by 15 % compared to the non-fertilised

plant plots. Since the measurements by flux chambers causes darkness, it is assumed that respiration of more biomass (plants and roots) as result of fertilisation gives the reason for the increased CO_2 generation rate compared to the non-fertilised plant plots. CH_4 uptake has a clear relationship with soil temperature, having minimum values during the winter and maximum values during the summer. The soil oxidation rate of atmospheric CH_4 dropped from 0,7 kg CH_4 ha^{-1} y^{-1} in 1999 to 0,4 kg CH_4 ha^{-1} y^{-1} in 2001 (mean values over all plots). It was found that the soil uptake rate of atmospheric CH_4 was not inhibited by nitrogen fertilisation. An enlarged oxidation of CH_4 was measured at plant plots fertilised with 150 kg N ha^{-1} a^{-1}.

Keywords: CO_2 generation rate, CH_4 oxidation rate, influence of temperature and precipitation

13.1 Einführung

Am Standort des ATB Potsdam-Bornim wurde ab 1994 ein parzelliertes Versuchsfeld angelegt mit der Zielstellung, Eigenschaften und Umweltwirkungen nachwachsender Energieträger vom Anbau über Ernte, Transport und Lagerung bis zur Verbrennung zu untersuchen und zu bewerten. Da düngungsinduzierte Lachgasemissionen (N_2O) die Klimabilanz und Ammoniakemissionen (NH_3) die Umweltbilanz beeinflussen, wurde ab 1997 FTIR-Gasanalytik zur Messung der N_2O- und NH_3-Freisetzung eingeführt. Es zeigte sich, dass die NH_3-Emissionen unter der Nachweisgrenze blieben und induzierte N_2O-Bodenemissionen nur mit großem Fehler zu bestimmen waren. Deshalb wurde ab 1999 ein Gaschromatograph (GC) für die N_2O-Messungen eingesetzt. Bei diesem GC wurden automatisch neben N_2O die Gaskonzentrationen Methan (CH_4) und Kohlendioxid (CO_2) ermittelt. Da in allen Messjahren die Gaswechselraten einer pflanzenfrei gehaltenen, ungedüngten Fläche als "Emissions-Normal" mit erfasst wurden, war am ATB ein wertvoller Datensatz vorhanden, der nach Auswertung als Beitrag während der Konferenz "Biologische Senken für atmosphärischen Kohlenstoff in Deutschland" (FAL Braunschweig, 4.-5. November 2003) vorgestellt werden konnte.

13.2 Problemstellung

Quelle der bodenbürtigen CO_2-Freisetzung ist die Respiration von Pflanzenwurzeln und von Bodenorganismen, die Sauerstoff benötigen. Eine weitere CO_2-Quelle ist die bakterielle Zersetzung organischer Substanz unter anaeroben Bedingungen, bei der gleichzeitig CH_4 freigesetzt wird. Weiterhin können einige Bakterien je nach Bodenbedingungen und Bakterienpopulation Wasserstoff (H_2), Kohlenmonoxid (CO) oder CH_4 als Energiequelle nutzen. CH_4 kann deshalb aus Böden entweichen oder in Böden verbraucht werden. CH_4-Emissionen als Ergebnis anaerober Umsetzung von organischer Substanz findet man vorwiegend in hydromorphen Böden (Moorstandorte) (HEYER, 1994). Stickstoffdüngung verstärkt die Bildung pflanzlicher Biomasse und kann direkt über Wurzelatmung und indirekt aufgrund des Abbaus vermehrt anfallender abgestorbener Biomasse die CO_2-Flussraten anwachsen lassen. Da Nitrationen (STEUDLER *et al.*, 1989) und Ammoniumionen (MOSIER *et al.*, 1991; HÜTSCH *et al.*, 1994) die Methanogenese hemmen können, müsste Stickstoffdünger die CH_4-Bildung einschränken. Methanotrophe Bakterien oxidieren CH_4 und reduzieren bzw. verhindern CH_4-Emissionen insbesondere in Feuchtgebieten, wo eine stärkere CH_4-Bildung vorhanden ist (HIGGINS *et al.*, 1981; KING *et al.*, 1992). Die molekular-biologischen Abläufe der Oxidation des atmosphärischen CH_4 im Boden sind noch Gegenstand der Forschung. Eine bisher nicht bekannte Untergruppe der methanotrophen Bakterien, die eine spezifisch hohe CH_4-Affinität aufweisen, wird als Ursache für

den atmosphärischen CH_4-Abbau vermutet (CONRAD, 1996). Da der CH_4-Transport im Boden vorwiegend diffusionskontrolliert abläuft, gilt es als gesichert, dass Bodeneigenschaften (u.a. Porenvolumen, Porenkontinuität, Wassergehalt und Luftkapazität) den Diffusionswiderstand im Boden und damit die Abbauraten bestimmen. Bei landwirtschaftlich genutzten Flächen sind deshalb je nach Bodenart, Bodenbearbeitung, Pflanzenbedeckung, Pflanzenart und Düngung unterschiedliche CH_4-Abbauraten zu erwarten. Zusätzlich beeinflusst die Witterung die biologische Aktivität im Boden und kann zu CO_2- und CH_4-Konzentrationsänderungen in der Bodenluft führen. Die Gasflussraten zwischen Boden und Atmosphäre werden sowohl vom Konzentrationsgradienten als auch von der Porosität des Bodens bestimmt. Niederschläge wirken sich nicht nur auf die biologische Aktivität aus, sondern können über Porenveränderungen (Kapillarsättigung infolge lang anhaltender Nässe) die Gasaustauschrate zwischen Boden und Atmosphäre reduzieren. Landwirtschaftlich genutzte Böden sind bis auf hydromorphe Standorte eine CH_4-Senke. Eine erste Frage war, ob diese CH_4-Senkenfunktion von der Witterung abhängt und durch Düngung beeinflusst wird. Der zweite Aspekt für die Datenauswertung war die Wirkung der Witterung auf die CO_2-Bildung im Boden und damit auf den CO_2-Fluss vom Boden in die Atmosphäre bzw. ob ein abnehmender Gasaustausch infolge Kapillarsättigung reduzierte CO_2-Flussraten ergibt.

13.3 Versuchsparzellen und Gasmesstechnik

Seit Anfang 1997 erfolgen begleitende Gasflussmessungen auf einem Versuchsfeld des ATB (SCHOLZ *et al.*, 1999), wo unter praxisnahen Bedingungen der umweltverträgliche Anbau nachwachsender Rohstoffe untersucht wird. Die Verteilung des Tongehaltes (6,2 %), des Humusgehaltes (1,55 %) sowie des pH-Wertes (5,74) über die Versuchsfläche weist eine hohe Gleichförmigkeit auf (SCHOLZ *et al.*, 1999, PAGEL *et al.*,1995). Das Feld ist in 40 Parzellen à 624 m^2 eingeteilt, wobei jeweils vier Parzellen mit einer Pflanzenart zu vier Düngungsstufen (A: NPK-Düngung mit 150 kg N ha^{-1} a^{-1}; B: Holzasche und 75 kg N ha^{-1} a^{-1}; C: Strohasche und 75 kg N ha^{-1} a^{-1}; D: Kontrolle ohne Düngung) zusammengefasst sind. Die Gasproben werden an festgelegten Messstellen mit unterschiedlichen Düngungsstufen und Pflanzenarten genommen. Dazu werden Flusskammern für eine Zeit von ca. 60 Minuten auf die in den Boden eingelassenen Dichtungsringe gestellt. Die Gasflüsse ergeben sich dann aus den Konzentrationsdifferenzen in der Kammer zwischen Beginn und Ende der Messzeit. Der Konzentrationsanstieg in der Gasflusskammer wird einerseits durch die Eigenschaften der Flusskammer bestimmt (Verhältnis von Volumen zu Grundfläche) und andererseits hängt die Gasflussrate an der Bodenoberfläche vom Gradienten der Gaskonzentration im Boden (bzw. vom Diffusionswiderstand) ab. Untersuchungen zum Konzentrationsanstieg in den Gasflusskammern auf den Messflächen des Experimentalfeldes ergaben, dass auch bei Auffangzeiten von 120 Minuten eine lineare Approximation für den Konzentrationsanstieg angesetzt werden kann (HELLEBRAND & SCHOLZ, 1997). Die Gasproben werden viermal wöchentlich mit einem automatisierten GC (LOFTFIELD *et al.*,1997) analysiert. Die aus der Flusskammer gezogene Gasprobe ist bei GC-Messungen geringer als 0,2 % des Kammervolumens. Durch das Messprinzip (geprüfte evakuierte Gasflaschen, automatische Dichtheitskontrolle der gefüllten Probenflaschen vor der GC-Messung) gelangen nur fehlerfreie Probennahmen zur weiteren Auswertung. Es wird ein automatisierter GC eingesetzt (bis zu 64 Probenflaschen, automatische Eichung am Beginn jeder Messreihe, PC-kontrollierter Messablauf, automatische Speicherung der Messergebnisse in Tabellenform für die weitere Auswertung), das genutzte

Probenvolumen ist 3 cm^3, die Probenflaschen haben 100 cm^3 und die Gasflusskammern haben ein Volumen von 64 dm^3 bei einem Volumen-Messfläche-Verhältnis von 0,315 m. Durch die Kombination von Probenautomat und Gaschromatograph mit Softwaregesteuertem Messablauf und Datenaufbereitung konnte ein hoher Probendurchsatz bei einer Empfindlichkeit und Reproduzierbarkeit im ppb-Bereich für CH_4 und im ppm-Bereich bei CO_2 erreicht werden. Die Wetterdaten wurden von einer Wetterstation (TOSS GmbH Potsdam) erfasst, die in etwa 300 m Abstand zu den Versuchsparzellen liegt. Die Niederschlagsdaten stimmen innerhalb einer Toleranz von 10 % mit den Daten des Deutschen Wetterdienstes Potsdam überein, die in ca. 10 km Luftlinie entfernt vom Versuchsfeld gewonnen werden. Die am Versuchsfeld beobachteten Temperaturmittelwerte liegen jeweils (Jahresmittel und Periodenmittel) 0,8 K höher als die des Wetterdienstes Potsdam. Diese Differenz wird auf die Position der Temperatursensoren der Wetterstation zurückgeführt. Für die Diskussion der Gasflussraten im Rahmen dieser Studie ist diese Differenz bedeutungslos.

13.4 Kohlenstoffdioxidflussraten Boden-Atmosphäre

Die CO_2-Flussraten von Parzellen mit Pflanzenbestand stellen eine Überlagerung aus der Respiration der Pflanzen infolge Dunkelheit während der Messphase (lichtundurchlässige Gasflussmesskammer) und der Boden-CO_2-Emission dar. Nur die Gasflussmessungen auf der pflanzenfrei gehaltenen Fläche spiegeln die Bodenflusswerte wider. Allerdings ist auch hier die Respiration von quer verlaufenden Wurzeln nicht auszuschließen, da die Oberfläche nur manuell durch Entfernen neu keimender Pflanzen pflanzenfrei gehalten wurde. Die Wirkung der Pflanzenbedeckung ist der **Abbildung 1** zu entnehmen.

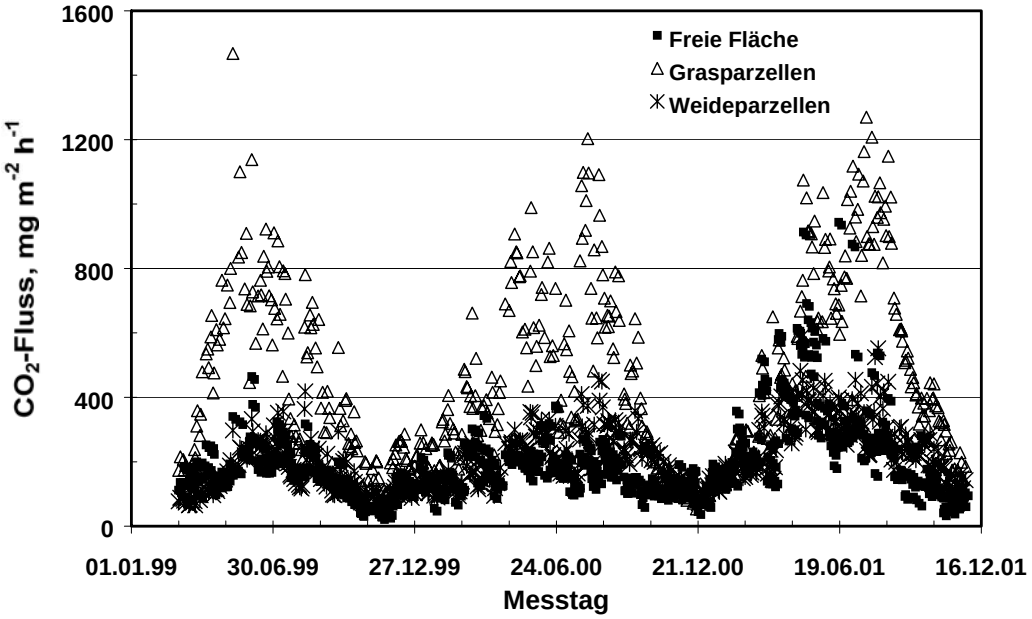


Abbildung 1: Verlauf der CO_2-Flussraten auf pflanzenfreien Fläche, auf Grasparzellen und auf Weideparzellen

Tabelle 1: Niederschlag und Temperaturmittelwerte am Versuchsfeld

Jahr	**1999**	**2000**	**2001**
Niederschlag [mm]	397	497	569
Niederschlag während der Wachstumsperiode 01. 04. - 01. 10. [mm]	181	268	367
Anteil der Wachstumsperiode am Jahresniederschlag [%]	46	54	65
Mittlere Jahrestemperatur [°C]	11,1	11,3	10,1
Mitteltemperatur der Wachstumsperiode 01. 04. - 01. 10. [°C]	17,3	16,7	15,9

Während auf Grasparzellen Flussraten zwischen 400 und 1200 mg CO_2 m^{-2} h^{-1} während der Vegetationsperiode gemessen wurden, liegen die CO_2-Flussraten der pflanzenfreien Fläche überwiegend unter 200 mg CO_2 m^{-2} h^{-1} und bei Parzellen mit Weidebestand (Kurzumtriebsholz) unter 400 mg CO_2 m^{-2} h^{-1}. Der dichte Weidebestand unterdrückt die Bodenbegrünung, somit sind die CO_2-Flussraten bei Weideparzellen vorwiegend auf Bodenemissionen und Wurzelrespiration zurückzuführen. Weiterhin wird in der **Abbildung 1** die Wirkung der Witterung deutlich. Die Jahre 1999 (397 mm) und 2000 (497 mm) waren trockene Jahre, während das Jahr 2001 mit etwa 569 mm Niederschlägen im langjährigen Mittel (595 mm; METEOROLOGISCHER DIENST, 1990) lag (**Tabelle 1**).

Im gesamten Untersuchungszeitraum 1994 bis 2003 betrug die Jahresmitteltemperatur 9,5 ± 1,9 °C und die Niederschlagssumme 477 ± 230 mm a^{-1}. Allerdings abweichend vom langjährigen Mittel, waren die Wintermonate 2000 und 2001 trocken und die Niederschläge waren dafür in der Vegetationsperiode intensiver (**Tabelle 1**), so dass die Witterung während der Vegetationsperiode 2000 einem normalen Jahr und in 2001 einem besonders feuchtem Jahr entsprach. **Der Abbildung 1** kann qualitativ entnommen werden, dass bei feuchter Witterung im Jahr 2001 während der Vegetationsperiode höhere CO_2-Emissionswerte insbesondere bei der pflanzenfreien Fläche und bei den Weideparzellen gemessen werden.

In der **Tabelle 2** werden die Jahresmittelwerte der CO_2-Flussraten pflanzenbedeckter Parzellen mit unterschiedlichen Düngungsvarianten und die der pflanzenfreien Fläche zusammengefasst. Während bei der pflanzenfreien Fläche nur im feuchteren Jahr 2001 ein deutlicher Anstieg sichtbar wird (65 % bezogen auf 1999), zeigen pflanzenbedeckte Parzellen einen mit dem Jahresniederschlag ansteigenden Zuwachs der CO_2-Flussraten (um ca. 15 % in 2000 bezogen auf 1999 und um 25 % in 2001 bezogen auf 1999). Der Einfluss der Düngung auf die CO_2-Flussraten ist dagegen nicht so deutlich (**Abbildung 2** und **Tabelle 2**). Parzellen mit Düngung von 75 kg N ha^{-1} a^{-1} und Parzellen ohne Düngung zeigen keinen signifikanten Unterschied in den CO_2-Flussraten über alle drei Versuchsjahre. Dagegen liegen in allen drei Versuchsjahren bei den mit 150 kg N ha^{-1} a^{-1} gedüngten Parzellen die CO_2-Flussraten um ca. 15 % höher als bei den ungedüngten Parzellen. Da bei den pflanzenbedeckten Parzellen die Respiration der Wurzeln und die Respiration der durch die Messphase abgedunkelten Pflanzen einen wesentlichen Anteil bildet, kann der höhere CO_2-Fluss bei den stärker gedüngten Pflanzenparzellen mit einer im Durchschnitt etwas vermehrten Begrünung infolge eines leichten Stickstoffüberschusses interpretiert werden, während bei den mit 75 kg N ha^{-1} a^{-1} gedüngten Parzellen das verfügbare Stickstoffangebot geringer ist. Diese Interpretation unterstützen die Bodenstickstoffmessungen (**Abbildung 3**), die andeuten, dass in den Parzellen mit 150

kg N ha^{-1} a^{-1} pflanzenverfügbarer Nitratstickstoff in erhöhter Konzentration über den gesamten Vegetationszeitraum selbst im extrem trockenen Jahr 2003 vorhanden ist. Dagegen sind die gemessenen Konzentrationen auf weniger gedüngten und ungedüngten Parzellen deutlich niedriger. Bei 75 kg N ha^{-1} a^{-1} gedüngten Parzellen wird nur nach der Stickstoffgabe Anfang Mai ein kurzeitiger Anstieg im Bodennitratstickstoffgehalt gefunden (**Abbildung 3**).

Tabelle 2: CO_2-Flusssraten (Pflanzen und Boden)* gedüngter und ungedüngter Parzellen. Differenz zwischen den gedüngten Parzellen A, B und C und den ungedüngten Parzellen

	Düngungsgabe	**Jahresmittelwerte CO_2-Flussraten**		
		1999	**2000**	**2001**
	[kg N ha^{-1} a^{-1}]	**[mg m^{-2} h^{-1}]**	**[mg m^{-2} h^{-1}]**	**[mg m^{-2} h^{-1}]**
Alle Parzellen (1999 = 100)		267 (100)	305 (114)	335 (125)
Parzellen A (1999 = 100)	150	292 (100)	331 (113)	375 (128)
Parzellen B und C (1999 = 100)	75	261 (100)	294 (113)	322 (123)
Parzellen D (1999 = 100)	0	252 (100)	299 (119)	321 (127)
Pflanzenfreie Fläche (1999 = 100)	0	159 (100)	167 (105)	262 (165)
Differenz Parzellen A und D		40	32	54
Differenz Parzellen B, C und D		9	-5	1

* Die CO_2-Gasflussrate des Bodens kann nur auf der pflanzenfreie Fläche ermittelt werden. Bei Parzellen mit Bewuchs tritt zusätzliche Respiration der Pflanzen auf (lichtundurchlässige Messkammer und Pflanzenwurzeln).

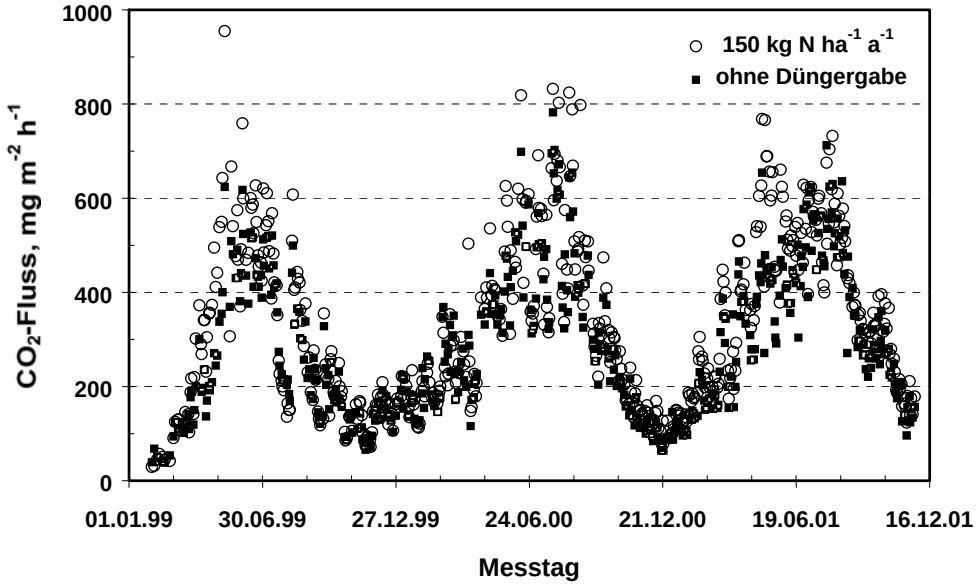


Abbildung 2: Einfluss der Düngung auf die CO_2-Flussraten (Mittelwerte aller Parzellen ohne Düngung und mit Stickstoffdüngung)

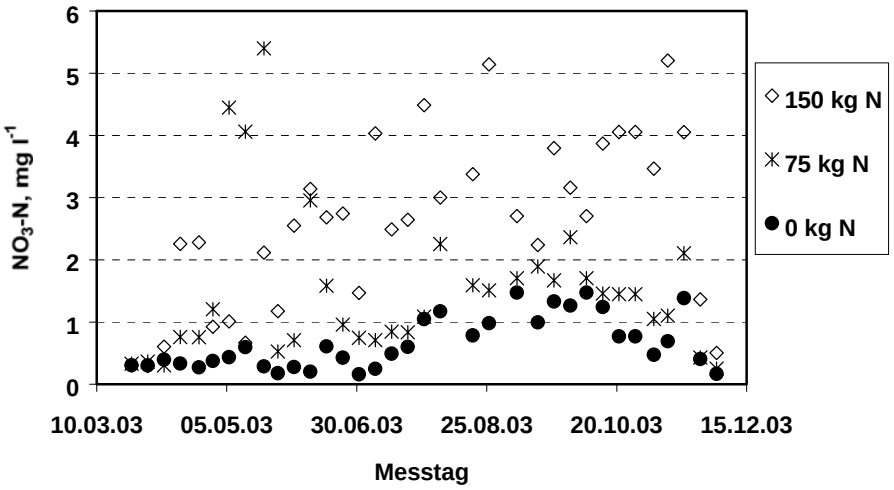


Abbildung 3: Verlauf der Mittelwerte der Nitratstickstoffkonzentration gleich gedüngter Parzellen im Bodenhorizont 0-30 cm. Die jeweiligen Parzellen werden seit 1994 mit gleichen Stickstoffgaben von 0 kg N ha^{-1} a^{-1}, 75 kg N ha^{-1} a^{-1} und 150 kg N ha^{-1} a^{-1} (Kalkammonsalpeter) versorgt. Die Stickstoffgaben erfolgten zu den Terminen 8. April, 14. Mai und 2. Juni 2003.

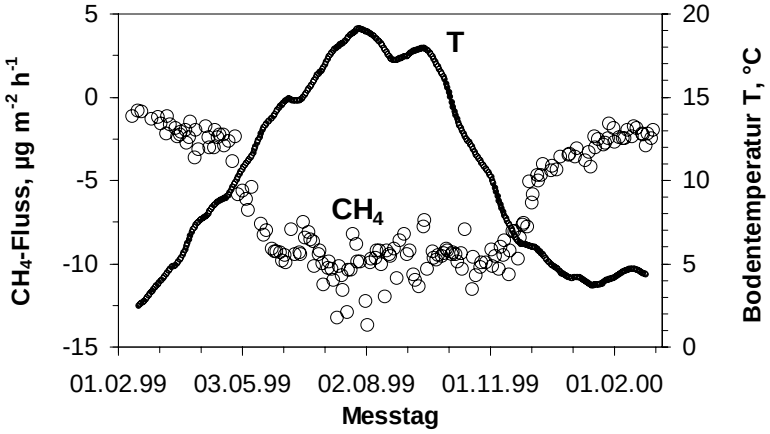


Abbildung 4: Verlauf der Bodentemperatur in 20 cm Tiefe (gleitender 30-Tagemittelwert) und der mittleren Flussraten atmosphärischen Methans in den Boden

13.5 Methanflussraten Atmosphäre-Boden

Die Genauigkeit und Reproduzierbarkeit der gaschromatographischen CH_4-Messungen erwies sich als ausreichend für eine quantitative Bestimmung der CH_4-Flussraten zwischen Boden und Atmosphäre. Es wurden seit 1999 auf allen Parzellen keine CH_4-Freisetzungen festgestellt sondern nur eine Abnahme des atmosphärischen CH_4 in der Messkammer, also ein CH_4-Fluss von der Atmosphäre in den Boden. Der beobachtete CH_4-Abbau korreliert sehr gut mit der Bodentemperatur (**Abbildung 4**).

Tabelle 3: CH_4-Oxidation (Methanabbau im Boden) bei gedüngten und ungedüngten Parzellen.

	Düngungsgabe	**Jahresmittelwerte CH_4-Oxidation**		
		1999	**2000**	**2001**
	[kg N ha^{-1} a^{-1}]	**[kg ha^{-1} a^{-1}]**	**[kg ha^{-1} a^{-1}]**	**[kg ha^{-1} a^{-1}]**
Alle Parzellen		0,67	0,61	0,36
Parzellen A	150	0,77	0,72	0,51
Parzellen B und C	75	0,65	0,59	0,30
Parzellen D	0	0,62	0,54	0,32
Fläche ohne Pflanzen	0	0,63	0,46	0,33
Differenz Parzellen A und D		0,15	0,18	0,19
Differenz Parzellen B, C und D		0,03	0,05	-0,02
Differenz zwischen den gedüngten Parzellen A, B und C und den ungedüngten Parzellen D				

Während vom Dezember bis März die Abbauraten auf Werte um 5 µg CH_4 m^{-2} h^{-1} sinken, liegen im Zeitraum Juni bis November die Messwerte überwiegend im Bereich von 10 bis 20 µg CH_4 m^{-2} h^{-1}. Dieser typische Jahresverlauf wurde in allen Messjahren beobachtet. Der jährlich akkumulierte CH_4-Fluss in den Boden wird vom Witterungsverlauf beeinflusst. Kühle und feuchte Witterung, wie sie stärker während der Vegetationsperiode 2001 in Erscheinung trat, mindert die CH_4-Oxidationsraten (**Tabelle 3**). Eine Absenkung der mittleren Temperatur in der Vegetationsperiode (1999 zu 2001) von 1,4 K ist vermutlich keine ausreichende Erklärung für den Abfall der CH_4-Abbauraten auf ca. 50 %. Vielmehr wird angenommen, dass durch Nässe der Bodenluftaustausch abnimmt und damit folglich auch die CH_4-Oxidationsraten im Boden.

Eine Abnahme der CH_4-Oxidationsraten infolge Düngung, wie sie von anderen Autoren berichtet wird (STEUDLER *et al.*, 1989; MOSIER *et al.*, 1996; BOECKX and CLEEMPUT, 1996; FLESSA *et al.*, 1998a und 1998b), konnte im Rahmen dieser Untersuchungen nicht bestätigt werden. Bei der Düngungsstufe 75 kg N ha^{-1} a^{-1} sind keine eindeutige Unterschiede zu ungedüngten Parzellen vorhanden. Darüber hinaus wird in jedem Versuchsjahr ein stärkerer CH_4-Abbau bei Parzellen gefunden, die eine Düngergabe von 150 kg N ha^{-1} a^{-1} erhielten. Es gibt verschiedene Hypothesen für die stickstoffdüngerstimulierte Zunahme der CH_4-Oxidation im Boden bei landwirtschaftlich genutzten Böden. Düngung könnte das Wachstum methanotropher Bakterien beschleunigen und/oder die Aktivität methanogener Bakterien hemmen mit dem Ergebnis, dass der CH_4-Partialdruck im Boden sinkt und demzufolge die CH_4-Flussraten in den Boden ansteigen. Eine weitere Erklärung bietet die gesteigerte biologische Aktivität des gedüngten Bodens und dadurch ausgelöste Veränderungen in der Porenstruktur. Bodenbearbeitung stört die gewachsene Porenstruktur und verringert die CH_4-Oxidationsrate im Boden (BALL *et al.*, 1997, 1999). Da bei den Parzellen mit Kurzumtriebsholz keine Bodenbearbeitung seit 1994 erfolgte, könnte sich auf diesen Parzellen eine Porenstruktur entwickelt haben, die über die Düngung unterschiedlich geprägt wurde. Die letztere Vorstellung wird gestützt durch Ergebnisse von KRUSE & IVERSEN (1995). Sie fanden, dass düngungsinduzierte CH_4-Oxidationsraten mit Veränderungen der Vegetation einhergehen. Ein abschließende Begründung der

hier gefundenen Stickstoffstimulation der CH_4-Oxidation kann jedoch nicht gegeben werden. Insgesamt ist festzuhalten, dass die jährlichen CH_4-Oxidationsraten zwischen 0,3 und 0,8 kg CH_4 ha^{-1} a^{-1} liegen. Das ist vergleichbar mit Ergebnissen von SMITH *et al.* (2000) und TEEPE (1999). Die CH_4-Oxidationsraten in der Nordeuropastudie (SMITH *et al.*, 2000) variierten von 0,1 bis 9,1 kg CH_4 ha^{-1} a^{-1}. TEEPE (1999) fand auf Rapsfeldern, Brachflächen und Pappelholzanlagen CH_4-Oxidationsraten im Bereich von 0,3 bis 0,5 kg CH_4 ha^{-1} a^{-1}.

13.6 Literatur

BALL B C, DOBBIE K E, PARKER J P, SMITH K A (1997) The influence of gas transport and porosity on methane oxidation in soils. Journal of Geophysical Research 102:23301-23308

BALL B C, SCOTT D, PARKER J P (1999) Field N_2O, CO_2 and CH_4 fluxes in relation to tillage, compaction and soil quality in Scotland. Soil & Tillage Research 53:29-39

BOECKX P, CLEEMPUT VAN O (1996) Methane oxidation in a neutral landfill cover soil: Influence of moisture content, temperature, and nitrogen-turnover. Journal of Environmental Quality 25:178-183

CONRAD R (1996) Soil microorganisms as controllers of atmospheric trace gases (H_2, CO, CH_4, OCS, N_2O, and NO). Microbiol. Rev. 60:609-640

FLESSA H, BEESE F, BRUMME R, PRIESACK E, PRZEMECK E, LAY J P (1998a) Freisetzung und Verbrauch der klimarelevanten Spurengase N_2O und CH_4 beim Anbau nachwachsender Rohstoffe. Hrsg. Deutsche Bundesstiftung Umwelt, 133 S., Initiativen zum Umweltschutz Vol. 11, Zeller Verlag, Osnabrück, ISBN 3-535-02486-2

FLESSA H, WILD U, KLEMISCH M, PFADENHAUER J (1998b) Nitrous oxide and methane fluxes from organic soils under agriculture. European Journal of Soil Science 49:327-335

HELLEBRAND H J, SCHOLZ V (1997) Düngerstimulierte Gasemissionen. Landtechnik 52:302-303

HEYER J (1994) Methan. Studie C im Studienprogramm Landwirtschaft, Enquete-Kommission "Schutz der Erdatmosphäre" des Deutschen Bundestages (Hrsg.), Economica Verlag, Bonn 1994, 91 S., ISBN 3-87081-394-6

HIGGINS I J, BEST D J, HAMMOND R C, SCOTT D (1981) Methane-oxidizing microorganisms. Microbiol. Rev. 45:556-590

HÜTSCH B W, WEBSTER C P, POWLSON D S (1994) Methan oxidation in soil as affected by land use, soil pH, and N fertilization. Soil Biol. Biochem. 26:1613-1622

KING G M (1992) Ecological aspects of methane oxidation, a key determinant of global methane dynamics. Adv. Microb. Ecol. 74:431-468

KRUSE C W, IVERSEN N (1995) Effect of plant succession, ploughing, and fertilization on the microbiological oxidation of atmospheric methane in a heathland soil. FEMS (Federation of European Microbiological Societies) Microbiology Ecology 18:121-128

LOFTFIELD N, FLESSA H, AUGUSTIN J, BEESE F (1997) Automated gas chromatographic system for rapid analysis of the atmospheric trace gases methane, carbon dioxide, and nitrous oxide. Journal of Environmental Quality 26:560-564

METEOROLOGISCHER DIENST (1990) Klimadaten der Deutschen Demokratischen Republik. Meteorologischer Dienst der Deutschen Demokratischen Republik (Hrsg.), Reihe B, Bd.14, Klimatologische Normalwerte 1951/80, Potsdam, 111 S.

MOSIER A R, SCHIMEL D, VALENTINE D, BRONSON K, PARTON W (1991) Methane and nitrous oxide fluxes in native, fertilized and cultivated grasslands. Nature 350:330-332

MOSIER A R, PARTON W, VALENTINE D, OJIMA, D S, SCHIMEL D, DELGADO J A (1996) CH_4 and N_2O fluxes in the colorado shortgrass steppe. 1. Impact of landscape and nitrogen addition. Global Biogeochemical Cycles 10:387-399

PAGEL R, SCHOLZ V, ELLERBROCK R (1995) Nachwachsende Brennstoffe - Ziele, Methoden und erste Ergebnisse des Projektes "Biomasseversuch Bornim". Güterfelder Pflanzenbau-Mitteilungen III:5-20

SCHOLZ V, BEIER W, ELLERBROCK R, HELLEBRAND H J, HÖHN A, KAULFUSS P, KRÜGER K, KÜHLING M, PAGEL R (1999) Umwelt- und technologiegerechter Anbau von Energiepflanzen. ATB-Forschungsbericht 1999/1, ATB Potsdam-Bornim, 141 S.

SMITH K A, DOBBIE K E, BALL B C, BAKKEN L R, SITAULA B K, HANSEN S, BRUMME R, BORKEN W, CHRISTENSEN S, PRIEME A, FOWLER D, MACDONALD J A, SKIBA U, KLEMEDTSSON L, KASIMIR-KLEMEDTSSON A, DEGORSKA A, ORLANSKI P (2000) Oxidation of atmospheric methane in Northern European soils, comparison with other ecosystems, and uncertainties in the global terrestrial sink. Global Change Biology 6:791-803.

STEUDLER P A, BOWDEN R D, MELILLO J M, ABER J D (1989) Influence of nitrogen fertilisation on methane uptake in temperate soils. Nature 341:314-316

TEEPE R (1999) Quantifizierung der klimarelevanten Spurengasflüsse Lachgas (N_2O) und Methan (CH_4) beim Anbau der nachwachsenden Rohstoffe Pappelholz und Rapsöl. Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme, University of Göttingen, 126 S., Series A, Vol. 158, ISSN 0939-1347

Adressen der Autoren

Hans Jürgen Hellebrand (korrespondierender Autor)
Abteilung Technikbewertung und Stoffkreisläufe am Institut für Agrartechnik Bornim e.V. (ATB)
Max-Eyth-Allee 100
D-14469 Potsdam
E-Mail: jhellebrand@atb-potsdam.de

Wolf-Dieter Kalk
Abteilung Technikbewertung und Stoffkreisläufe am Institut für Agrartechnik Bornim e.V. (ATB)
Max-Eyth-Allee 100
D-14469 Potsdam
E-Mail: wkalk@atb-potsdam.de

Volkhard Scholz
Abteilung Technik der Aufbereitung, Lagerung und Konservierung am Institut für Agrartechnik Bornim e.V. (ATB)
Max-Eyth-Allee 100
D-14469 Potsdam
E-Mail: vscholz@atb-potsdam.de

14 Der CO_2-Anstieg in der Atmosphäre: Folgen für Vegetation und Böden

Hans-Joachim Weigel

14.1 Einführung

Die globale CO_2-Konzentration der Atmosphäre lag über >100000 Jahre hinweg bis etwa zum Ende des 19. Jahrhunderts bei ca. 280-290 ppm (z.B. PETIT *et al.* 1999). Seitdem steigt sie rasch an und beträgt gegenwärtig bereits ca. 375 ppm. Dieser Trend wird sich mit noch größerer Intensität fortsetzen und in nur 50 Jahren dürfte die CO_2-Konzentration bereits bei ca. 450-500 ppm liegen (IPCC 2001). Der Austausch von Kohlenstoff (C) zwischen den Speichern Atmosphäre, Vegetation und Böden erfolgt über die photosynthetische CO_2-Fixierung bzw. die CO_2-Freisetzung aus auto- und heterotropher Atmung. Da die heutige CO_2-Konzentration in der Atmosphäre für die meisten C_3-Pflanzen limitierend ist, kommt der Frage nach den möglichen Folgen des atmosphärischen CO_2-Anstieges für die Nettoprimärproduktion von Landökosystemen unter dem Aspekt des C-Umsatzes im System Pflanze-Boden hohe Bedeutung zu.

Mögliche Auswirkungen erhöhter atmosphärischer CO_2-Konzentrationen auf verschiedene terrestrische Ökosystemtypen sind im Laufe der letzten Jahrzehnte in >3000 Experimenten bzw. Modellabschätzungen untersucht worden (z.B. KÖRNER 2000), wobei der Schwerpunkt meist auf der Reaktion der Pflanzen und weniger des betroffenen Systems insgesamt lag. Die Zahl der Untersuchungen an Kulturpflanzen (z.B. ROSENZWEIG & HILLEL 1998; BENDER *et al.* 1999; REDDY & HODGES 2000; KIMBALL *et al.* 2002) dürfte größer sein als die an Baumarten (z.B. SAXE *et al.* 1998; SCARASCIA-MOGNOZZA *et al.* 2001; KARNOSKY 2003). Eine dieser Informationsfülle gerecht werdende Darstellung ist hier nicht möglich. Der folgende Beitrag fasst ausgewählte Befunde vorwiegend aus experimentellen Studien zusammen, die die Reaktionen des ober- und unterirdischen Wachstums von Agrarpflanzen- und Baumarten und Prozesse des C-Umsatzes in Böden auf erhöhte atmosphärische CO_2-Konzentrationen beschreiben. Die zahlreichen Wechselwirkungen erhöhter CO_2-Konzentrationen mit anderen Wachstumsfaktoren (Wasser- und Nährstoffversorgung; sonstige klimatische Faktoren) und die Implikationen z.B. für Biodiversitätsfragen werden nicht ausdrücklich berücksichtigt.

14.2 Ökophysiologische Effekte erhöhter CO_2-Konzentrationen

Eine unmittelbar festzustellende Wirkung bei Pflanzen des C_3-Typs unter erhöhten CO_2-Konzentrationen ist die deutliche Stimulation der Blatt- oder Nadel-Photosyntheserate (vgl. **Abbildung 1** oben). Ursache dieser Reaktion ist die Aufhebung der CO_2-Substratlimitierung der Carboxylierungsreaktion des Enzyms Ribulose1,5-Bisphosphat Carboxylase/Oxygenase. Zusätzlich wird durch die Verschiebung des CO_2/O_2 Partialdruckverhältnisses im Blattinneren die Oxygenase-Funktion des Enzyms unterdrückt, wodurch die Photorespiration abnimmt. Pflanzen des C_4-Typs reagieren aufgrund des anderen CO_2-Fixierungsmechanismus nicht in dieser Weise auf eine erhöhte CO_2-Konzentration.

Durch die Zunahme des CO_2-Partialdruckes im Blattinneren wird über den CO_2-Regelkreis der Spaltöffnungen gleichzeitig auch die Stomataöffnungsweite der Blatt- bzw. Nadelorgane beeinflusst. Daraus resultiert eine Reduktion der stomatären Leitfähigkeit bzw. der Transpiration (vgl. **Abbildung 1** unten). Eine derartige Reaktion ist bei fast allen krautigen Pflanzen (auch denen des C_4-Typs) unter erhöhten CO_2-

Konzentrationen beobachtet worden (z.B. MORRISON 1998; POLLEY 2002), differiert aber stark zwischen verschiedenen Pflanzenarten. Für adulte Baumarten gibt es allerdings keine eindeutigen Hinweise auf eine derartige Reduktion der Stomata auf hohe CO_2-Konzentrationen (z.B. KARNOSKY 2003). Von den beiden Primärreaktionen der photosynthetischen CO_2-Fixierung und des H_2O-Gaswechsels auf der Ebene des Einzelblattes leiten sich zahlreiche Folge-Effekte auf den höheren biologischen Organisationsstufen ab, die letztlich bis zur Ökosystemebene reichen (z.B. KÖRNER & BAZZAZ 1996; KÖRNER 2000). Wesentlich im vorliegenden Zusammenhang sind drei "Wirkmuster" erhöhter CO_2-Konzentrationen:

- Auswirkungen auf die chemische Zusammensetzung des pflanzlichen Gewebes,
- Auswirkungen auf den Wasserhaushalt von Beständen,
- Auswirkungen auf die C-Allokation innerhalb der Pflanze bzw. die Biomasseproduktion.

Eine in fast allen CO_2-Anreicherungsstudien beobachtete Reaktion ist eine Veränderung der chemischen Zusammensetzung des pflanzlichen Gewebes (z.B. IDSO & IDSO 2001; COTRUFO *et al.* 1998; POORTER *et al.* 1997). Betroffen sind neben der unmittelbaren aus der Photosynthesestimulation resultierenden Zunahme der Konzentrationen zahlreicher nicht-struktureller Kohlenhydrate (Stärke, Saccharose, Fructane) die Gehalte an Makro- und Mikroelementen sowie die Konzentrationen sonstiger Inhaltsstoffe (z.B. Vitamine, sekundäre Pflanzenstoffe wie Phenole). Herausragendes Beispiel ist die Reduktion des Stickstoffgehaltes sowohl in vegetativen Organen als auch in Früchten, Samen bzw. Körnern, die bei krautigen Pflanzen – unter Berücksichtigung unterschiedlicher Versuchsbedingungen und CO_2-Konzentrationen – im Bereich von ca. -5 % bis -15 % liegen kann (z.B. SCHENK *et al.* 1997; COTRUFO *et al.* 1998; WEIGEL & MANDERSCHEID 2004). CO_2-Anreicherungsexperimente mit Baumarten ergaben für verschiedene Gymno- bzw. Angiospermenarten, dass die N-Gehalte der Blätter bzw. Nadeln um durchschnittlich ca. 11 % bzw. 13 % abnahmen, wobei allerdings eine erhebliche Schwankungsbreite der Ergebnisse festzustellen war (z.B. NORBY *et al.* 1999). Derartige Qualitätsänderungen können verschiedene Konsequenzen haben. Die CO_2-Erhöhung führt zu negativen Effekten im Hinblick auf die Qualität des Erntegutes in der Land- und Forstwirtschaft (z.B. Kornqualität bei Getreide; Futterqualität bei Grünlandarten; Holzqualität) und beeinflusst herbivore Organismen, z.B. in Pflanzen-Insekten-Interaktionen (z.B. KÖRNER 2000). Für den ökosystemaren Stoffumsatz bedeutet das erweiterte C-/N-Verhältnis von Wurzeln und anfallenden pflanzlichen Rückständen, dass der Streuabbau bzw. die C-Mineralisierung im Boden verzögert werden kann (z.B. COTRUFO *et al.* 1998; vgl. auch Kap.14.4).

Bei erhöhter Nettophotosyntheserate und gleichzeitig reduzierter Transpiration verbessert sich die Wassernutzungseffizienz von Pflanzen unter erhöhten CO_2-Konzentrationen. Inwieweit die Bestandeswasserflüsse (Evapotranspiration) auf erhöhte CO_2-Konzentrationen reagieren und es dadurch zu einem reduzierten Wasserverbrauch kommt, ist noch nicht eindeutig geklärt. Auf der Bestandesebene werden weitere Rückkoppelungseffekte wirksam (u.a. aus der Zunahme der Blatt- bzw. der Biomasse, aus erhöhten Blatttemperaturen durch verminderte Transpirationskühlung, aus der Koppelung Bestand-Atmosphäre, aus dem Beitrag der Evaporation), die zu einer Dämpfung des CO_2-Effektes führen. Für landwirtschaftliche Kulturpflanzen bzw. Grünlandbestände konnte in einigen Freiland-CO_2-Anreicherungsversuchen gezeigt werden, dass die Evapotranspiration unter erhöhten CO_2-Konzentrationen abnimmt, wobei Effekte in der Größenordnung von < -5 % bis -20 % festgestellt wurden (z.B. KIMBALL *et al.* 2002; POLLEY 2002). Insbesondere für Waldbäume liegen bisher zu

wenige Feld-Untersuchungen auf Bestandesebene vor, die eine bessere Bewertung erlauben. Gegenwärtig muss es daher offen bleiben, ob es in Waldökosystemen bei mehr CO_2 in der Atmosphäre zu einer nennenswerten "Wasserersparnis" kommt (z.B. KÖRNER 2000; KARNOSKY 2003).

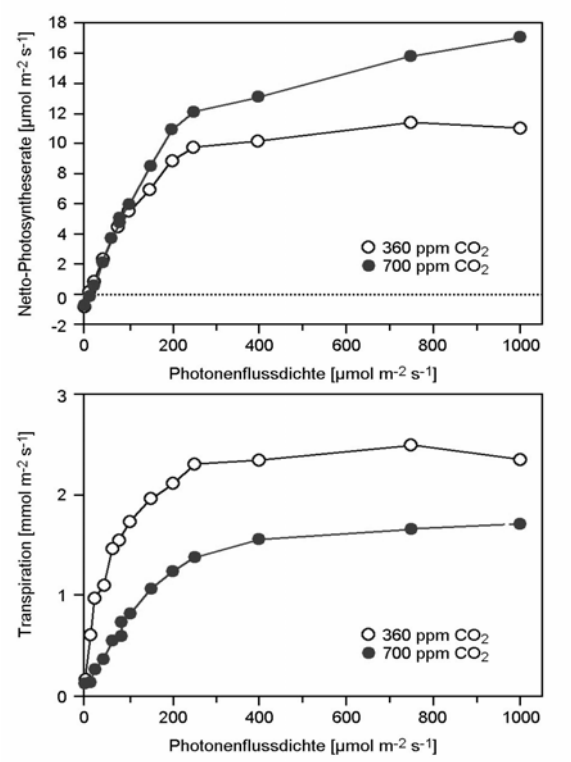


Abbildung 1: Photosynthese (oben) und Transpiration (unten) eines Sommerweizenblattes in Abhängigkeit von der eingestrahlten Lichtintensität bei gegenwärtiger (360 ppm; offene Symbole) und erhöhter (700 ppm; geschlossene Symbole) CO_2-Konzentration in der Atmosphäre (BURKART, unveröffentlicht)

Obwohl man generell feststellen kann, dass die "antitranspirative" Wirkung erhöhter CO_2-Konzentrationen auf der Bestandesebene deutlich kleiner ist als auf der Ebene der Stomata einzelner Blätter, kann sich der Effekt langfristig auf den Bodenwasserhaushalt auswirken. Als Konsequenz der Auswirkungen erhöhter CO_2-Konzentrationen auf die Wasserflüsse pflanzlicher Bestände ist in einigen Untersuchungen eine erhöhte Bodenfeuchte festgestellt worden (z.B. VOLK *et al.* 2000; MORGAN *et al.* 2004). Änderungen der Bodenfeuchte wirken sich auf bodenbiologische Prozesse bzw. die Stoffumsetzungen im Boden aus. Aufgrund der verbesserten Wassernutzungseffizienz können Pflanzen unter erhöhten CO_2-Konzentrationen zudem Trockenstress besser ertragen (z.B. DRAKE *et al.* 1997).

Die durch erhöhte CO_2-Konzentrationen verursachte Photosynthesestimulation verbunden mit verbesserter Ressourcenausnutzung (z.B. DRAKE *et al.* 1997) führen in der Regel zu verbesserten Wuchsleistungen bei Pflanzen (inkl. besserer Erträge bei Kulturpflanzen) ("CO_2-Düngeeffekt"). Diese positiven Effekt wirken sich auf die ober- und unterirdische Biomassebildung aus (Beispiele dazu werden in Kap. 14.3 vorgestellt). Das Ausmaß einer CO_2-Wirkung, d.h. der Umfang, indem eine Pflanze von dem zusätzlichen CO_2 profitiert, wird jedoch erheblich von der Verfügbarkeit anderer Ressourcen bzw. von den sonstigen Randbedingungen (Nährstoffe, Pflanzenart bzw. -sorte, Vegetationstyp, An- bzw. Abwesenheit weiterer abiotischer und biotischer Stressoren etc.) bestimmt. Eine zentrale Rolle spielt die Nährstoffverfügbarkeit und hier insbesondere die Stickstoff- und Phosphorversorgung. Aus der überwiegenden Zahl der zahlreichen dazu vorliegenden Studien kann man generell folgern, dass bei guter Nährstoffversorgung deutlich höhere CO_2-Effekte erzielt werden als bei schlechter Nährstoffversorgung (z.B. CURTIS & WANG 1998; KÖRNER 2000).

Die Auswirkungen erhöhter CO_2-Konzentrationen auf die unterirdische Biomassebildung sind von besonderer Bedeutung, da bis zu 40 % des photosynthetisch fixierten C in die Wurzelsysteme verlagert werden können (z.B. GREGORY *et al.* 1996). In vielen Studien hat eine erhöhte CO_2-Konzentration zu einer Veränderung der C-Allokation zwischen Spross und Wurzel

geführt, indem relativ mehr C in die Wurzel verlagert wird (vgl. auch Kap. 14.4). Die Ausprägung dieses Effektes hängt stark von der Nährstoffversorgung ab (ROGERS *et al.* 1997).

14.3 Beeinflussung des oberirdischen Wachstums

14.3.1 Krautige Pflanzen bzw. landwirtschaftliche Kulturpflanzen

Von Bedeutung für die Landwirtschaft bzw. für den Stoff- bzw. den C-Umsatz im Agrarökosystem ist, ob und inwieweit die oberirdische Biomassebildung bzw. der Ertrag von Kulturpflanzen (Ackerbau und Grünland) durch erhöhte CO_2-Konzentrationen beeinflusst werden. Die überwiegende Anzahl der hierzu vorliegenden Informationen stammt aus Experimenten, die unter eher naturfernen Bedingungen durchgeführt wurden, d.h. in Labor- oder Freiland-Kammern mit getopften Einzelpflanzen oder in mehr oder minder komplex angelegten Mesokosmen unter optimaler Wasser- und Nährstoffversorgung durchgeführt wurden (z.B. CURE & ACOCK 1986). KIMBALL (1983) wertete ältere Versuche aus und leitete daraus mittlere Ertragssteigerungen bei Kulturpflanzen (C_3) von ca. +33 % bei einer Verdopplung der CO_2-Konzentration gegenüber dem vorindustriellen Wert von ca. 280 ppm ab. In vielen weiteren Versuchen mit landwirtschaftlich Kulturpflanzen des Ackerbaus und des Grünlandes bzw. anderen krautigen Pflanzenarten wurden teilweise hohe Biomasse- bzw. Ertragszuwächse ermittelt (**Abbildung 2**) (z.B. POORTER 1993; WALKER & STEFFEN 1996; DRAKE *et al.* 1997; ROSENZWEIG & HILLEL 1998; BENDER *et al.* 1999; REDDY & HODGES 2000; AMTHOR 2001). Allerdings variieren diese Wachstums- und Ertragsergebnisse erheblich zwischen den untersuchten Arten und selbst innerhalb von Arten.

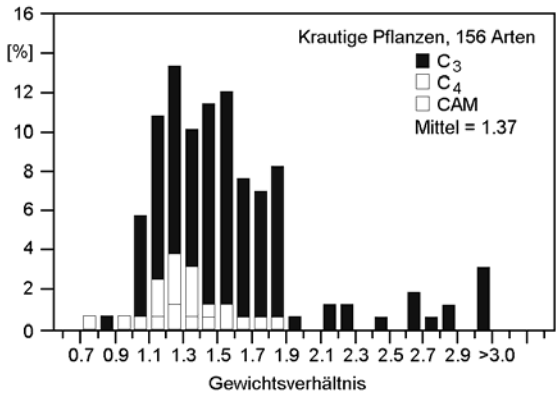


Abbildung 2: Reaktionen von verschiedenen Pflanzenarten auf erhöhte CO_2-Konzentrationen in der Umgebungsluft: Häufigkeitsverteilung des Verhältnisses der Gesamtbiomassebildung unter zukünftigen (erhöhten) und heutigen CO_2-Konzentrationen in der Umgebungsluft ermittelt in Experimenten (verändert n. POORTER 1993)

Inwieweit die Wachstums- und Ertragsabschätzungen, die in derartigen Kammerversuchen unter optimierten Randbedingungen erzielt wurden, auf die Situation im Feld übertragen werden können, ist immer wieder hinterfragt worden (z.B. KIMBALL *et al.* 2002; PARRY *et al.* 2004). Die Auswertung der wenigen Versuchsanstellungen, in denen unter realen Feldbedingungen mit Freiland-CO_2-Anreicherungssystemen (z.B. Free Air Carbondioxide Enrichment = FACE) und CO_2-Konzentrationen gearbeitet wurde, wie sie im Laufe der nächsten 50 Jahre relevant sein werden, ergab für wichtige Ackerkulturen und Futterpflanzen des Grünlandes z.T. deutlich niedrigere, z.T. ähnlich hohe Wachstumszuwächse (**Tabelle 1**) (z.B. KIMBALL *et al.* 2002; MANDERSCHEID *et al.* 2002). Im Rahmen der Abschätzung möglicher Klimafolgen für die Landwirtschaft – vor allem im Hinblick auf die Situation konkreter Regionen – bleibt die realistische Bewertung des Ausmaßes des positiven CO_2-Effektes auf die Biomassebildung von Kulturpflanzen ein kritischer Punkt (z.B. PARRY *et al.* 2004). Folgen für

das Agrarökosystem insgesamt aufgrund des CO_2-Effektes ergeben sich aus den veränderten quantitativen und qualitativen Biomasseeinträgen in den Boden sowie aus veränderten Wasserflüssen (vgl. auch Kap. 14.4).

Tabelle 1: Oberirdische Gesamtbiomassebildung von Kulturpflanzenarten ermittelt aus Freiland-CO_2-Anreicherungsversuchen (FACE-Versuche; ca. 550 ppm CO_2) (n=7-8) unter Feldbedingungen in den Ländern USA, Japan, Italien, Schweiz (verändert n. KIMBALL *et al.* 2002)

Pflanzenart	Mittlere Veränderung durch CO_2 in %
C_3-Gräser:	
Weizen, Reis, Weidelgras	+11,5 ± 1,4
Kartoffel	-21,0 ± 8,6
Leguminosen:	
Klee, Luzerne	+24,0 ± 4,5
Mehrjährige:	
Wein, Baumwolle	+31,5 ± 2,2

14.3.2 Baumarten

Projektionen über das zukünftige Verhalten von Waldökosystemen gegenüber steigenden CO_2-Konzentrationen in der Atmosphäre im Kontext der sonstigen Klimaänderungen sind aufgrund der überragenden Rolle von Wäldern im globalen C-Kreislauf bzw. bei der C-Freisetzung und -speicherung von besonderem Interesse. Eine noch weitgehend offene Frage ist das Ausmaß der möglichen langfristigen Wachstumsreaktionen von Baumarten bzw. der resultierenden Auswirkungen auf Waldökosysteme insgesamt als Folge des atmosphärischen CO_2-Anstieges. Die Gründe dafür liegen nicht allein darin, dass fast nur Kurzzeituntersuchungen mit Jungbäumen unter artifiziellen Bedingungen vorliegen, sondern auch darin, dass – ähnlich wie krautigen Pflanzen – zahlreiche sonstige Faktoren das Ausmaß der Reaktion auf erhöhte CO_2-Konzentrationen beeinflussen (z.B. KÖRNER 2000). Zahlreiche Kurzzeitstudien mit unterschiedlichen Baumarten ergaben, dass die Photosyntheseraten im Mittel um ca. 60 % durch erhöhte CO_2-Konzentrationen stimuliert wurden (NORBY *et al.* 1999). Auch auf die oberirdische Biomassebildung sind bei Untersuchungen mit Jungbäumen unter mehr oder weniger artifiziellen Wachstumsbedingungen z.T. stark positive Wirkungen einer CO_2-Anreicherung festgestellt worden (**Tabelle 2**). Inwieweit derartige Stimulationseffekte über den gesamten Lebenszyklus von Baumarten unter ökosystemaren Wachstumsbedingungen anhalten, ist umstritten, da es fast keine entsprechenden Untersuchungen gibt. Ergebnisse aus zwei Langzeit-CO_2-Anreicherungsexperimenten in Beständen (FACE) sowie Beobachtungen in der Umgebung natürlicher CO_2-Quellen deuten darauf hin, dass Baumarten während der (frühen) exponentiellen Wachstumsphase offensichtlich deutlich auf eine CO_2-Anreicherung reagieren, dass die positiven Wachstumsreaktionen nach dieser Phase jedoch zurückgehen bzw. gänzlich unterbleiben (vgl. **Tabelle 3**). Als Hauptursache dafür wird eine Nährstofflimitierung angesehen (OREN *et al.* 2001). Die vorliegenden Befunde zur Reaktion der Biomasseproduktion von Baumarten und Waldökosystemen lassen keine Aussagen über die zukünftige C-Bindung dieser Ökosysteme aufgrund eines "CO_2-Düngeeffektes" zu (KÖRNER 2002).

Tabelle 2: Oberirdische Holztrockenmassebildung (TM) verschiedener Baumarten ermittelt in unterschiedlichen CO_2-Anreicherungsversuchen unter naturnahen Bedingungen. Angegeben ist der Quotient der Biomassereaktionen unter erhöhten und ambienten CO_2-Konzentrationen (verändert n. NORBY *et al.* 1999)

Art / Behandlung	Zahl der Vegetations-perioden	Holz-TM CO_2-Quotient hoch / ambient	Quelle (Lit. bei NORBY *et al.* 1999)
Acer saccharum / A. rubrum	4	1,10 - 1,73	Norby *et al.* 1997, 1998
Betula pendula	4	1,55	Rey & Jarvis 1997
Citrus aurantium	8	2,17	Idso & Kimball 1997
Fagus sylvatica	2	1,91	Mousseau *et al.* 1996
Fagus sylvatica / Picea abies	1	0,99 - 1,13	Egli & Körner 1997
Liriodendron tulipifera	2.5	1,22	Norby *et al.* 1992
Pinus eldarica	2	3,90	Idso & Kimball 1994
Pinus ponderosa	3	1,54 - 1,73	Walker *et al.* 1997
Pinus taeda	4	1,90	Tissue *et al.* 1997
Populus deltoides x *P. nigra*	1	1,19 - 1,45	Pregitzer *et al.* 1995
Populus hybrids	2	1,44 - 1,73	Ceulemans *et al.* 1996
Quercus alba	4	2,52	Norby *et al.* 1995
Populus grandidentata	1	1,06	Zak *et al.* 1993

Tabelle 3: Reaktionen verschiedener Baumarten in Langzeit-CO_2-Anreicherungsversuchen unter Bestandesbedingungen.

Art	CO_2 Exposition	Effekt	Quelle
Quercus ilex L.	30 Jahre; natürl.CO_2-Quelle	Verdoppelung der Jahrringbreite in frühen Phasen; nach 25 Jahren starke Abnahme der Stimulation	HÄTTENSCHWILER *et al.* (1997)
Pinus taeda L. (10 Jahre alt)	3-4 Jahre; Free Air Carbon dioxide Enrichment (FACE)	ca. 26 % Wachstumsstimulation nach 3 Jahren Rückgang der Stimulation im 4. Jahr (Nährstoffmangel ?)	DELUCIA *et al.* (1999); OREN *et al.* (2001)
Liquidambar styracifolia L. (15 Jahre alt)	3 Jahre; Free Air Carbon dioxide Enrichment (FACE)	Rückgang der anfänglichen (1./2. Jahr) Wachstumsstimulation	NORBY *et al.* (2001)

14.4 Reaktionen von Bodenparametern

Prozesse und Poolgrößen im Boden werden durch veränderte atmosphärische CO_2-Konzentrationen nicht direkt beeinflusst, sondern reagieren auf Veränderungen der Vegetation, die durch eine CO_2-Anreicherung ausgelöst werden. Die durch Pflanzen vermittelten CO_2-Effekte auf den Boden basieren auf folgenden Zusammenhängen:

- einem vermehrten Anfall oberirdischer Biomasse (z.B. Pflanzenrückstände, Streu) aufgrund der pflanzlichen Wachstumsstimulation (vgl. auch Kap. 14.3)
- einer Stimulation des Wurzelwachstums (basierend auf einer veränderten C-Allokation in der Pflanze)
- einer veränderten Wurzelexsudation bzw. Rhizodeposition
- einer veränderten chemischen Zusammensetzung (z.B. erweitertes C-/N-Verhältnis) der anfallenden pflanzlichen Biomasse
- einer Zunahme der Bodenfeuchte (basierend auf einer verminderten Evapotranspiration bzw. erhöhten Wassernutzungseffizienz (vgl. auch Kap. 14.2).

Daraus resultieren vielfältige Wirkungsketten, die die Zoozönosen des Bodens in ihrer Struktur und Funktion und damit den C- bzw. den Stoffumsatz im Boden insgesamt betreffen (z.B. ROGERS *et al.* 1997; KÖRNER 2000; ZAK *et al.* 2000; KIMBALL *et al.* 2002; TINGEY *et al.* 2000; NORBY *et al.* 2001; PRITCHARD *et al.* 2001; KARNOSKY 2003). Hohe CO_2-Konzentrationen können z.B. die Wurzelexsudation (z.B. ROUHIER *et al.* 1996; HODGE *et al.* 1998) beeinflussen und damit die Leistungen und die Zusammensetzung mikrobieller Lebensgemeinschaften der Rhizosphäre und bzw. des "bulk soil" verändern, was weitergehende Folgen für die daran anschließenden Nahrungsnetze der Bodenfauna haben kann. Verbunden mit diesen Reaktionen sind Änderungen in der Bodenatmung, über die CO_2 wieder in die Atmosphäre freigesetzt wird.

Zurzeit ist nicht schlüssig zu beantworten, welche Folgen aus diesen Reaktionen für den C-Umsatz bzw. die C-Speicherung in terrestrischen Ökosystemen insgesamt abzuleiten sind. Denkbar ist z.B. einerseits eine Beschleunigung des C-Umsatzes im Boden durch den atmosphärischen CO_2-Anstieg, die auf einer Stimulation der mikrobiellen Aktivität ("priming effect") beruht. Andererseits kann durch das erweiterte C/N-Verhältnis der anfallenden Pflanzenreste eine Verzögerung des Streuabbaus bzw. der C-Mineralisierung eintreten, die zumindest vorübergehend zu einer C-Speicherung führt. Auf die Vielzahl der zu beiden Hypothesen existierenden Einzelergebnisse kann hier nicht eingegangen werden. (vgl. z.B. KÖRNER 2000).

Zu berücksichtigen ist bei diesen Überlegungen ferner die Koppelung von C- und N-Umsatz über eine Reihe von Feedback-Mechanismen, da der C-Umsatz unter erhöhten CO_2-Konzentrationen durch den N-Status des Bodens modifiziert wird. Aus der zusätzlichen Bereitstellung von leicht verfügbarem C in der Rhizosphäre kann z.B. einerseits eine verstärkte mikrobielle N-Immobilisierung resultieren, die Rückwirkungen auf das Pflanzenwachstum hat, weil es zu N-Limitierungen kommt (z.B. DIAZ *et al.* 1993), andererseits kann die zusätzliche C-Verfügbarkeit unter erhöhtem CO_2 den N-Umsatz durch eine Verstärkung der N-Mineralisation oder der N_2-Fixierung stimulieren (z.B. HUNGATE *et al.* 1997; HARTWIG *et al.* 2000). Nachfolgend werden Beispiele für die Reaktionen verschiedener Bodenparameter auf CO_2-Anreicherungsszenarien gezeigt.

14.4.1 Wurzelwachstum

Unter anderem aufgrund des erheblich größeren experimentellen Aufwandes zur Untersuchung von Wurzelprozessen liegen im Vergleich zur Biomasseent-

wicklung oberirdischer Pflanzenteile unter dem Einfluss erhöhter CO_2-Konzentrationen vergleichsweise weniger Daten für Wurzeln vor (z.B. NORBY *et al.* 1999; TINGEY *et al.* 2000; PRITCHARD & ROGERS 2000). Unterschieden werden muss hierbei zwischen der CO_2-Wirkung auf die ältere (verholzte) Wurzelbiomasse und der auf die Feinwurzelanteile, die eine wichtige funktionelle Rolle im C-Umsatz des Bodens spielen (NORBY *et al.* 1999). Kritisch zu bewerten sind zudem Versuche zur CO_2-Anreicherung, in denen die Pflanzen oder Pflanzenkollektive in Töpfen oder ähnlichen Behältern kultiviert wurden, da das Wurzelwachstum in Topfversuchen anders verläuft als im ungestörten Boden. Für krautige Pflanzen (C_3-Gramineenarten) ergaben Auswertungen vorliegender Versuche, die meist in Kammern durchgeführt wurden, dass die unterirdische Biomasse bei einer CO_2-Konzentration von ca. 560 ppm und unter Abwesenheit sonstiger Stressfaktoren um durchschnittlich ca. 31 % zunahm (WAND *et al.* 1999). Aus den wenigen bisher vorliegenden Freiland-CO_2-Anreicherungsexperimenten (FACE; ca. 550 ppm CO_2) mit landwirtschaftlichen Kulturpflanzen geht hervor, dass – gemittelt über die entsprechenden Versuche – die Wurzelbiomasse von C_3-Gräsern (Weizen, Reis, Weidelgras) um 47 %, von Leguminosen (Klee) um 25 % und von Baumwolle um 52-78 % zunahmen (KIMBALL *et al.* 2002). Allerdings wiesen diese Resultate eine sehr hohe Schwankungsbreite auf. Aufgrund dieser und anderer Auswertungen vermuten KIMBALL *et al.* (2002), dass die Stimulationen des Wurzelwachstums auf hohe CO_2-Konzentrationen unter Feldbedingungen (z.B. FACE) größer sein können als dies in Kammerversuchen beobachtet wurde. PRITCHARD & ROGERS (2000) weisen zudem darauf hin, dass Wachstumsstimulationen bei Kulturpflanzen durch CO_2 ein vorübergehendes Phänomen sind, dass im Lauf der Vegetationsperiode wieder abnimmt.

Auch für verschiedene Baumarten ist nachgewiesen worden, dass erhöhte CO_2-Konzentrationen das Wurzelwachstum stimulieren können, obwohl mehrjährige Studien dazu selten sind (NORBY *et al.* 1999; KARNOSKY 2003). Insbesondere fehlt es an Beobachtungen zur Reaktion der verholzten Strukturwurzelanteile. Eine deutliche Wachstumsstimulation wird meist bei den Feinwurzelanteilen beobachtet, wie in **Abbildung 3** exemplarisch dargestellt ist.

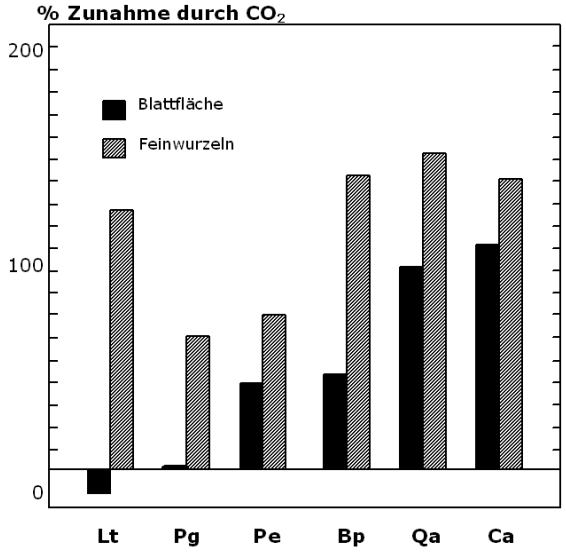


Abbildung 3: Reaktionen der Feinwurzeldichte (u. d. Blattfläche) verschiedener Baumarten (Lt = *Liriodendron tulipifera*; Pg = *Populus grandidentata*; Pe = *Populus deltoides* x *P. nigra*; Bp = *Betula pendula*; Qa = *Quercus alba*; Ca = *Citrus aurantium*) auf erhöhte CO_2-Konzentrationen in der Umgebungsluft unter Feldbedingungen (verändert n. NORBY *et al.* 1999)

Das Beispiel in **Abbildung 3** und andere Ergebnisse zeigen, dass Baumarten deutlich, aber mit unterschiedlichem Ausmaß mit ihrem Wurzelwachstum auf erhöhte CO_2-Konzentrationen reagieren. Diese Variabilität erschwert die Ableitung genereller Reaktionsmuster auf der Ökosystemebene. TINGEY *et al.* (2000)

werfen die Frage auf, inwieweit eine solche Stimulation des Wurzelwachstums dauerhaft ist. Die geschilderte Abnahme der Biomasseproduktion durch erhöhte CO_2-Konzentrationen in Experimenten im Laufe der Baumentwicklung (vgl auch Kap.14.3) sowie Modellabschätzungen, die in eine ähnliche Richtung deuten (z.B. COMINS & MCMURTIE 1993) lassen vermuten, dass aufgrund der Koppelung der oberirdischen Biomasseentwicklung mit dem Wurzelwachstum der Stimulationseffekt auf die Wurzel mit der Zeit abnimmt.

14.4.2 Mikrobielle Biomasse, Bodenatmung und C-Speicherung im Boden

Obwohl Bodenmikroorganismen (Bakterien, Pilze, Actinomyceten) nur einen sehr geringen Teil der Gesamtbiomasse eines Ökosystems ausmachen, spielt die mikrobielle Biomasse eine Schlüsselrolle beim C- und N-Umsatz im Boden. Veränderungen der mikrobiellen Biomasse sind u.a. ein "früher" Indikator für Veränderungen im organischen C-Gehalt (C_{org}) des Bodens, sagen aber nichts über die Umsatzleistungen der beteiligten Mikroorganismen aus. Ausgehend von der unter erhöhten CO_2-Konzentrationen beobachteten veränderten Wurzelaktivität (Wachstum, Exsudation) haben sich eine Reihe von Untersuchungen mit den Auswirkungen auf die mikrobielle Biomasse befasst (z.B. ZAK *et al.* 2000; vgl. auch die Literaturhinweise in Kap. 15.1). Aus einer von ZAK *et al.* (2000) erarbeiteten Zusammenstellung dazu wird deutlich, dass zwar überwiegend (ca. 63 % der ausgewerteten Studien) eine Zunahme der mikrobiellen Biomasse unter CO_2-Anreicherung beobachtet wurde, dass aber in den übrigen Fällen keine Reaktion bzw. sogar eine Abnahme festgestellt wurde (vgl. auch Kap 15.3). In die o.g. Auswertung sind Untersuchungen an sehr unterschiedlichen Ökosystemen bzw. sehr unterschiedlichen Pflanzenarten (z.B. Grasslandökosysteme, diverse Baumarten, krautige Kulturpflanzen) mit sehr unterschiedlichen experimentellen Randbedingungen eingeflossen. Im Hinblick auf mögliche Konsequenzen für den C_{org}-Gehalt des Bodens ist eine generalisierende Vorhersage zur Reaktion der mikrobiellen Biomasse auf veränderte CO_2-Konzentrationen in der Atmosphäre daher schwierig.

Die Reaktion der CO_2-Freisetzung aus Böden (Bodenatmung) auf erhöhte atmosphärische Konzentrationen repräsentiert die integrierte Antwort der pflanzlichen Wurzeln (Wurzelatmung) und der Boden(mikro)organismen. Sie ist damit auch Indikator veränderter C-Flüsse im Boden. Zur Untersuchung möglicher Effekte erhöhter atmosphärischer CO_2-Konzentrationen auf die *in situ* Bodenatmung liegen Untersuchungen an unterschiedlichen Vegetationstypen mit unterschiedlichen CO_2-Expositionsbedingungen vor. In stark aggregierter Form sind Ergebnisse dieser Untersuchungen in **Tabelle 4** zusammengefasst (ZAK *et al.* 2000). Es wird deutlich, dass im Mittel über alle ausgewerteten Studien eine deutliche Stimulation der Bodenatmung unter erhöhten CO_2-Konzentrationen festzustellen ist (vgl. z.B. auch SOE *et al.* 2004). Allerdings weisen die Ergebnisse sehr hohe Schwankungsbreiten auf. Darüber hinaus sind die meisten der beobachteten Stimulationseffekte nicht statistisch signifikant. Trotz der hohen Variabilität dieser Befunde und der offenen Frage, welche Anteile des CO_2-Flusses aus dem Boden aus der autotrophen bzw. der heterotrophen Bodenatmung stammen, deuten diese Ergebnisse an, dass der C-Umsatz im Boden als Reaktion auf erhöhte atmosphärische CO_2-Konzentrationen beschleunigt sein kann (vgl. z.B. auch SCHLESINGER & RICHTER 2001).

Tabelle 4: Reaktionen der *in situ* Bodenatmung (Wurzelatmung und mikrobielle Atmung) verschiedener Vegetationstypen bzw. Pflanzenarten auf erhöhte atmosphärische CO_2-Konzentrationen (n=47). Angegeben sind die prozentualen Veränderungen der Bodenatmung unter erhöhten CO_2-Konzentrationen (bis 700 ppm) gegenüber der Referenz (heutige CO_2-Konzentrationen) gemittelt über verschiedene Untersuchungen einschließlich der Standardabweichung (SD) (verändert nach ZAK *et al.* 2000)

Untersuchte Vegetationstypen	% Veränderung ± SD
Gräser: z.B. *Avena*, *Triticum*, *Lolium*, *Sorghum*, *Spartina*, div. Gräser	+51 ± 51,2
Krautige: z.B. *Glycine*, *Plantago*, sonst. Kräuter	+49 ± 24,1
Gehölze: z.B. *Acer*, *Pinus*, *Populus*, *Quercus*, *Castanea*, *Liriodendron*	+42 ± 24,2

Ein höherer C-Umsatz würde bedeuten, dass ein erheblicher Teil des C, der aufgrund der Stimulation des ober- und unterirdischen pflanzlichen Wachstums durch erhöhte CO_2-Konzentrationen in der Atmosphäre vermehrt in den Boden gelangt, wieder an die Atmosphäre abgegeben wird. Es stellt sich daher die Frage, ob und inwieweit es durch die atmosphärische CO_2-Anreicherung zu einer (dauerhaften) C-Anreicherung bzw. C-Sequestrierung im Boden kommen kann. Die Beantwortung dieser Frage ist z.Z. nicht möglich. Vor dem Hintergrund der sehr großen Vorräte an C_{org} im Boden lassen sich die vergleichsweise sehr geringen Änderungen, die aus der jährlichen zusätzlichen Nettozufuhr aufgrund der Wirkung erhöhter atmosphärischer CO_2-Konzentrationen resultieren, kaum auflösen. Gleichzeitig liegen nur sehr wenige Langzeit-CO_2-Anreicherungsversuche unter entsprechend ungestörten Bodenbedingungen vor, aus denen sich überhaupt entsprechende Tendenzen ableiten lassen. Die unter den Bedingungen einer Freiland-CO_2-Anreicherung (FACE) erzielten Ergebnisse mit Baumwolle und Weizen in den USA sowie Weidelgras und Klee in der Schweiz ergaben, dass nach 2- bzw. max. 6-jähriger CO_2-Anreicherung (ca. 550 ppm CO_2) zwar eine Tendenz einer leichten Zunahme (6-15 % bzw. 5-12 % gegenüber der heutigen CO_2-Konzentration) der C_{org}- bzw. der Gesamt-Gehalte im Boden in Tiefen bis zu 30 cm zu erkennen war, dass diese Ergebnisse aber statistisch nicht signifikant waren und sehr weit streuten (vgl. KIMBALL *et al.* 2002).

Für Forstökosysteme ist ebenfalls keine schlüssige Aussage möglich. Die bisher aus zwei gegenwärtig noch andauernden Freiland-CO_2-Anreicherungsexperimenten vorliegenden Befunde (z.B. SCHLESINGER & RICHTER 2001; KING *et al.* 2001) lassen nur den Schluss zu, dass eine C-Sequestrierung in Böden von Forstökosystemen als Reaktion auf erhöhte atmosphärische CO_2-Konzentrationen bisher noch nicht nachgewiesen werden kann (z.B. KARNOSKY 2003; vgl. auch SUWA *et al.* 2004).

14.5 Schlussfolgerung

Die Zunahme der CO_2-Konzentration der Atmosphäre hat neben ihrer Wirkung auf das globale Klima direkte Auswirkungen auf Vegetation und Böden. Nachgewiesene primäre Effekte erhöhter CO_2-Konzentrationen sind eine Stimulation der Photosynthese, eine Reduktion der Transpiration und eine Zunahme löslicher Kohlenhydrate in der Pflanze. Daraus leiten sich zahlreiche Folgeeffekte ab, die bis zur Beeinflussung ökosystemarer Eigenschaften reichen können. Das Potential erhöhter atmosphärischer CO_2-Konzentrationen für Wachstumsstimulationen ist für

Pflanzen zahlreicher Vegetationstypen belegt. Das Ausmaß dieser positiven Wirkung hängt jedoch von der Verfügbarkeit der sonstigen Wachstumsressourcen ab und ist daher selbst für einen bestimmten Vegetationstyp schwer zu generalisieren. Dazu fehlt es nach wie vor noch an Langzeituntersuchungen insbesondere unter *in situ* Bedingungen, d.h. unter Berücksichtigung der komplexen Interaktionen in Ökosystemen. Dies gilt besonders für Waldökosysteme. Über die durch die Pflanze vermittelten veränderten quantitativen und qualitativen C-Einträge (sowie über eine Beeinflussung des Wasserhaushaltes) wirken sich erhöhte CO_2-Konzentrationen auf den C- bzw. Stoffhaushalt im Boden sowie auf bodenbiologische Parameter insgesamt aus. Hierzu existieren zwar kaum ökosystemrelevante Untersuchungen, es gibt jedoch Hinweise auf eine Beschleunigung des C-Umsatzes des Bodens infolge der Reaktionen von Pflanzen und Bodenorganismen auf erhöhte CO_2-Konzentrationen.

Im Hinblick auf die C-Bindung durch terrestrische Ökosysteme bzw. die Produktion von Biomasse (Nahrungs-, Futtermittelbereich; Bioenergie) sollte die erhebliche Breite der inter- und intraspezifischen Reaktionen von Pflanzen auf erhöhte CO_2-Konzentrationen auch Optionen für eine gezieltere Suche nach optimaler Nutzung des positiven CO_2-Effektes eröffnen. Eine realistischere Bewertung der Folgen der atmosphärischen CO_2-Anreicherung für den Boden bzw. für den C-Umsatz im Boden erfordert ein besseres Verständnis der Wechselwirkungen zwischen unterirdischen Pflanzenwachstumsprozessen und den Aktivitäten von Bodenorganismen.

14.6 Literatur

AMTHOR JS (2001) Effects of atmospheric CO_2 concentration on wheat yield: review of results from experiments using various approaches to control CO_2 concentration. Field Crops Res 73:1-34

BENDER J, HERTSTEIN U, BLACK CR (1999) Growth and yield responses of spring wheat to increasing carbon dioxide, ozone and physiological stresses: a statistical analysis of ESPACE wheat results. Eur J Agron 10:185-196

COMINS HN, MCMURTIE RE (1993) Long-term response of nutrient-limited forests to CO_2-enrichment: equilibrium behaviour of plant-soil models. Ecol Appl 3:666-681.

COTRUFO MF, INESON P, SCOTT A (1998) Elevated CO_2 reduces the nitrogen concentration of plant tissue. Global Change Biol 4: 43-54

CURE JD, ACOCK B (1986) Crop responses to carbon dioxide doubling: a literature survey. Agri Forest Meteorol 38:127-145

CURTIS PS, WANG XZ (1998) A meta-analysis of elevated CO_2 effects on woody plant mass, form and physiology. Oecologia 113:299-313

DELUCIA EH, HAMILTON JG, NAIDU SL, THOMAS RB, ANDREWS JA *et al.* (1999) Net primary production of a forest ecosystem with experimental CO_2-enrichment. Science 284:1177-1179

DIAZ S, GRIME JP, HARRIS J, MCPHERSON E (1993) Evidence of feedback mechanisms limiting plant responses to elevated carbon dioxide. Nature 364:616-617

DRAKE BG, GONZALEZMELER MA, LONG SP (1997) More efficient plants: a consequence of rising atmospheric CO_2? Ann Rev Plant Physiol Plant Mol Biol 48:609-639

GREGORY PJ, PALTA SA, BATTS GR (1996) Root systems and root:mass ratio – carbon allocation under current and projected atmospheric conditions in arable crops. Plant & Soil 187:221-228

HÄTTENSCHWILER S, MIGLIETTA F, RASCHI A, KÖRNER CH (1997) Morphological adjustments of mature *Quercus ilex* trees to elevated CO_2. Acta Oecologica 118:361-365

HARTWIG UA, LÜSCHER A, DAEPP M, BLUM H, SOUSSANA JF, NÖSBERGER J (2000) Due to symbiotic N_2-fixation, five years of elevated atmospheric pCO_2 had no effect on the N concentration of plant litter in fertile, mixed grassland. Plant & Soil 224: 43-50

HODGE A, PATERSON E, GRAYSTON SJ, CAMPBELL CD, ORD BG, KILLHAM K (1998) Characterisation and microbial utilisation of exudate material from the rhizosphere of *Lolium perenne* grown under CO_2 enrichment. Soil Biol Biochem 30:1033-1043

HUNGATE BA, LUND CP, PEARSON HL, CHAPIN FS (1997) Elevated CO_2 and nutrient addition alter soil cycling and N trace gas fluxes with early season wet-up in a California annual grassland. Biogeochem 37:89-109

IDSO SB, IDSO KE (2001) Effects of atmospheric CO_2 enrichment on plant constituents related to animal and human health. Environ Exp Bot 45:179-199

IPCC (2001) In: Houghton JT, Ding Y, Griggs DJ, Noguer M, van der Linden PJ, Xiaosu D (eds.). Climate Change 2001: The Scientific Basis. Cambridge University Press, UK

KARNOSKY DF (2003) Impacts of elevated CO_2 on forest trees and forest ecosystems: knowledge gaps. Environ Intern 29:161-169

KIMBALL BA (1983) Carbon dioxide and agricultural yield: an assemblage and analysis of 430 prior observations. Agron J 75:779-788

KIMBALL BA, KOBAYASHI K, BINDI M (2002) Responses of agricultural crops to free-air CO_2 enrichment. Adv Agron 77: 293-368

KING JS, PREGNITZER KS, ZAK DR, KARNOSKY DF, ISEBRANDS JG, DICKSON RE *et al.* (2001) Fine root biomass and fluxes of carbon in young stands of paper birch and trembling aspen is affected by elevated CO_2 and tropospheric O_3. Oecologia 128:237-250

KÖRNER CH, BAZZAZ FA (1996) (eds.) Carbon dioxide, populations and communities. Academic Press. San Diego, New York, Boston, 465 p

KÖRNER CH (2000) Biosphere responses to CO_2 enrichment. Ecol Appl: 1590-1619

KÖRNER CH (2002) CO_2 enrichment: effects on ecosystems. In: Encyclopedia of Global Environmental Change 2. Munn T. (ed.), John Wiley & Sons Chichester, 215-224

MANDERSCHEID R, FRÜHAUF C, WEIGEL HJ (2002) Effects of free air CO_2 enrichment (FACE) and soil nitrogen fertilizer on radiation absorption, radiation use efficiency and yield of winter barley. Proceedings of VII Congress of the European Society for Agronomy, Cordoba/Spain, 207-208

MORGAN JA, PATAKI DE, KÖRNER CH, CLARK H, DELGROSSO SJ, GRÜNZWEIG JM *et al.* (2004) Water relations in grassland and desert ecosystems exposed to elevated atmospheric CO_2. Oecologia 140:11-25

MORISON JIL (1998) Stomatal response to increased CO_2 concentration. J Exp Bot 49:443-452

NORBY RJ, WULLSCHLEGER SD, GUNDERSON CA, JOHNSON DW, CEULEMAN R (1999): Tree responses to rising CO_2 in field experiments: implications for the future forest. Plant Cell Environ 22:683-714

NORBY RJ, COTRUFO MF, INESON P, O'NEILL EG, CANADELL JG (2001) Elevated CO_2, litter chemistry, and decomposition: A synthesis. Oecologia 127:153-165

OREN R, ELLSWORTH DS, JOHNSON KH, PHILLIPS N, EWERS BE *et al.* (2001) Soil fertility limits carbon sequestration by forest ecosystems in a CO_2-enriched atmosphere. Nature 411:247-253

PARRY ML, ROSENZWEIG C, IGLESIAS A, LIVERMORE M, FISCHER G (2004) Effects of climate change on global food production under SRES emissions and

socio-economic scenarios. Global Environ Change – Human and Policy Dimensions 14:53-67

PETIT JR, JOUZEL J., RAYNAUD D, BARKOV NI, BARNOLA JM, BASILE I *et al.* (1999) Climate and atmospheric history of the past 420,000 years from the Vostoc ice core, Antarctica. Nature 399:429-436

POLLEY HW (2002) Implications of atmospheric and climatic change for crop yield. Crop Sci 42:131–140

POORTER H (1993) Interspecific variation in the growth response of plants to an elevated ambient CO_2 concentration. In: Rozema J, Lambers H, Van de Geijn SC, Cambridge ML (eds.) CO_2 and biosphere. Kluwer Academic Dordrecht, 77-99

PRITCHARD S, ROGERS H (2000) Spatial and temporal deployment of crop roots in CO_2-enriched environments. New Phytol 147: 55-71

REDDY KR, HODGES HF (eds.) (2000) Climate Change and Global Productivity, CABI Publishing, Wallingford

ROGERS HH, RUNION GB, KRUPA SV, PRIOR SA (1997) Plant responses to atmospheric CO_2 enrichment: implications in root-soil-microbe interactions. In Allen, L.H. *et al.* (eds.) Advances in carbon dioxide effects research. ASA Special Publications No.61. pp. 1-34

ROSENZWEIG C, HILLEL D (eds.) (1998) Climate Change and the Global Harvest. Oxford University Press, Oxford, UK

ROUHIER H, BILLES G, BILLES L, BOTTNER P (1996) Carbon fluxes in the rhizosphere of sweet chestnut seedlings (*Castanea sativa*) grown under two atmospheric CO_2 concentrations: ^{14}C partitioning after pulse labeling. Plant & Soil 180: 101-111

SAXE H, ELLSWORTH DS, HEATH J (1998) Tree and forest functioning in an enriched CO_2 atmosphere. New Phytol 139: 395-436

SCARASCIA-MUGNOZZA GE, KARNOSKY DF, CEULEMANS R, INNES JL (2001) The impact of CO_2 and other greenhouse gases on forest ecosystems: an introduction. In: Karnosky DF, Scarascia-Mugnozza GE, Ceulemans R, Innes JL (eds.) The impact of CO_2 and other greenhouse gases on forest ecosystems. Wallingford:CABI Press,1-6

SCHENK U, JÄGER HJ, WEIGEL HJ (1997) The response of perennial ryegrass/white clover swards to elevated atmospheric CO_2 concentrations. II. Effects on yield, fodder quality and water use. Grass For Sci 52: 232-241

SCHLESINGER WH, RICHTER J (2001) Limited carbon storage in soil and litter of experimental forest plots under increased atmospheric CO_2. Nature 411:466-469

SOE A, GIESEMANN A, ANDERSON TH, WEIGEL HJ, BUCHMANN N (2004): Influence of elevated CO_2 on soil respiration and its partitioning into recently assimilated and older carbon sources. Plant & Soil 262: 85-94

SUWA M, KATUL GG, OREN R, ANDREWS J, PIPPEN J *et al.* (2004) Impact of elevated atmospheric CO_2 on forest floor respiration in a temperate pine forest. Glob Biogeochem Cyc 18: in press

TINGEY DT, PHILLIPS DL, JOHNSON MG (2000) Elevated CO_2 and conifer roots: effects on growth, life span and turnover. New Phytol 147:87-103

VOLK M, NIKLAUS PA, KÖRNER C (2000) Soil moisture effects determine CO_2 responses of grassland species. Oecologia 125: 380-388

WALKER B, STEFFEN W (1996) Global Change and Terrestrial Ecosystems. Cambridge University Press, Cambridge, 619 S

WAND SJE, MIDGLEY GF, JONES MH, CURTIS PS (1999) Responses of wild C_4 and C_3 grasses (*Poaceae*) species to elevated atmospheric CO_2 concentrations: a meta-analytic test of current

theories and perceptions. Global Change Biol 5:723-741

WEIGEL HJ, MANDERSCHEID R (2004) CO_2 enrichment effects on forage and grain nitrogen content of pasture and cereal plants. J Crop Production 13: 73-89

ZAK DR, PREGNITZER KS, KING JS, HOLMES WE (2000) Elevated atmospheric CO_2, fine roots and the response of soil microorganisms: a review and hypothesis. New Phytol 147: 201-222

Adresse des Autors

Hans-Joachim Weigel
Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft
Institut für Agrarökologie
Bundesallee 50
D-38116 Braunschweig
E-Mail: hans.weigel@fal. de

15 Effects of different levels of atmospheric CO_2 and N fertilization on soil microbial biomass: Kinetics of microbial growth of bulk soil and rhizosphere microorganisms

Sergeij A. Blagodatsky, Evguenia V. Blagodatskaya, Traute-Heidi Anderson und Hans-Joachim Weigel

Abstract

Kinetics of substrate induced respiration were investigated in bulk and rhizosphere soils from a field experiment with atmospheric CO_2 enrichment (FACE). Only some of the cases studied showed an increase of total microbial biomass (maximum 23 %) in CO_2-fumigated plots. The size of the total microbial biomass was mainly dependent on the proximity of the organisms to the roots (rhizosphere effect) and to a lesser extent on the CO_2 level. However, the specific growth rates (μ_{max}) of soil and rhizosphere microorganisms were higher for plots with elevated CO_2 concentrations in most of the cases. A three-way ANOVA showed that among the three independent factors studied, the CO_2 level had the greatest impact on μ_{max}. Effect of the rate of N application on μ_{max} was inconsistent for soils under sugar beets and winter wheat. The observed increases in microbial specific growth rates are probably connected to the higher input of root exudates from plants grown under elevated CO_2. Microbial communities adapted to the higher level of carbonaceous substrates and species with faster growth rates (r-strategists) have an advantage under these conditions.

Zusammenfassung

Auswirkungen unterschiedlicher atmosphärischer CO_2-Konzentrationen und N Gaben auf die mikrobielle Biomasse: Kinetik des mikrobiellen Wachstums von Boden- und Rhizosphären-Mikroorganismen

Es wurden Wachstumskinetiken mittels der Substrat-induzierten Respiration (SIR) von Boden- und Rhizosphären-Mikroorganismen aus einem Feldexperiment unter atmosphärischer CO_2-Anreicherung (FACE) verglichen. Nur einige der untersuchten Fälle zeigten Zuwächse in der mikrobiellen Biomasse (bis zu 23 %) unter erhöhter CO_2-Begasung. Der Zuwachs der Gesamtbiomasse war hauptsächlich von der Nähe der Mikroorganismen zu den Wurzeln (Rhizosphäreneffekt) und weniger von der CO_2 Konzentration abhängig. Die spezifische Wachstumsrate (Zuwachs pro Biomasseeinheit und Zeit, μ_{max}) war für Boden- und Rhizosphärenorganismen unter erhöhter CO_2 Konzentration in den meisten Fällen schneller. Eine 3-faktorielle ANOVA zeigte, dass unter den untersuchten drei unabhängigen Variablen die erhöhte CO_2 Konzentration den größten Einfluss auf μ_{max} ausübte, während die Höhe der N Applikation oder die Nähe zur Rhizosphäre keinen konstanten Einfluss auf μ_{max} hatten. Die beobachtete Zunahme in der Wachstumsrate von Mikroorganismen wird mit der Zunahme von Wurzelexudaten von Pflanzen unter erhöhter CO_2-Begasung erklärt. Mikrobielle Gemeinschaften, die sich an hohe Kohlenstoff (C)-haltige Substrate adaptiert haben und Organismen mit schnellerem Wachstum (r-Strategen) sind unter diesen Bedingungen im Vorteil.

15.1 Introduction

It is a well-established fact that plant productivity will increase under elevated CO_2. Subsequent increases in the carbon flow entering the soil and changes in root-exudate composition, together with other organic debris available to microbial degradation, may affect the mineralization activity of the soil microbial com-

munity [MONTEALEGRE *et al.*, 2002]. In turn, this activity, which governs the resultant CO_2 flux from soil into the atmosphere, is dependent on the supply of nitrogen and other nutrients to the soil. Nitrogen availability as well, controls the increase in phytomass caused by elevation of the CO_2 concentration in the atmosphere. The increase of root mass under elevated CO_2 was presented only in variants with high N-content in soil [PREGITZER *et al.*, 2000]. That is, mineralization activity of microorganisms under elevated CO_2 in the atmosphere is directly dependent on both interactions: the plant community and the nitrogen supply of soils. Opposite reactions of these factors apparently cause the discrepancies in results observed in the relevant literature and difficulties in investigating the effect of elevated CO_2 on microbial activity and mineralization processes in soil. It was shown that an increase of CO_2 evolution rates from soil under elevated carbon dioxide content in the atmosphere is substantially due to an increase of root productivity [LUO *et al.*, 1996; ROUHIER *et al.*, 1996; HUNGATE *et al.*, 1997; PREGITZER *et al.*, 2000]. It is still unclear what part the soil microorganisms play under CO_2 enhancement. In root-free soil, however, an increase of microbial respiration was found under elevated CO_2 [ROSS *et al.*, 1995; INSAM *et al.*, 1999]. A build-up of CO_2 concentration in the atmosphere caused a rise as well a decrease of soil microbial biomass [HUNGATE *et al.*, 1996; KANDELER *et al.*, 1998]. It is unclear, however, what factors were responsible for these contradictory reactions. Also, it remains unknown in what manner the composition and the functions of soil microbial communities are changed in response to an increased quantity and availability of organic substrates formed under elevated [ZAK *et al.*, 2000]. Results of investigations on the effect of elevated CO_2 on the mineralization of soil organic matter are also contradictory (HODGE *et al.*, 1998; BALL *et al.*, 2000; VAN GINKEL *et al.*, 2000; SOWERBY *et al.*, 2000). It was found that roots, when formed under elevated CO_2, decomposed more slowly compared to fully grown roots under normal conditions (GORISSEN *et al.*, 1995; VAN GINKEL *et al.*, 2000). This phenomenon, however, has been found in greenhouse experiments and was absent in experiments under open-air CO_2 enrichment (NORBY *et al.*, 2001). Results obtained in field experiments will therefore have a greater significance.

Our goal was to investigate the long-term effects of an elevated concentration of CO_2 in the atmosphere on microbial biomass and specific growth rates of microbial communities of soil and rhizosphere in a field experiment with different levels of nitrogen fertilization. This presentation is an extract of a paper presented at EUROSOIL: Freiburg / Breisgau in September 2004 (BLAGODATSKY *et al.*, 2004)

15.2 Materials and methods

Investigations were carried out on plots under ambient (350 ppm) and elevated (550 ppm) atmospheric CO_2 concentrations in a field experiment at the Institute of Agroecology (FAL, Braunschweig). An automated Free Air Carbon Dioxide Enrichment (FACE) system was used both on control and CO_2 amended plots [Weigel & Dämmgen, 2000]. The system preserves the relevant atmospheric exchange conditions and is a suitable means for simulating future CO_2 study scenarios. Soil samples for analysis were taken in September 2001 and August 2002 when sugar beets and winter wheat were grown in crop rotation, i.e., after 3-4 years since the beginning of the fumigation experiments with elevated CO_2. Two N treatments were included:

a) N100 = conventional N amendments according to local practices
b) N50 = N supply reduced to 50 % of a).

The soil type is a Cambisol / loamy sand of pH (KCl) 6.7, with ~ 1.1 % of organic C and 0.9 % of organic N.

Mean soil samples were taken from the layer 0-10 cm during harvesting time (sugar beets) or immediately after the cropping of the winter wheat. Rhizosphere soil was taken from locations that adhered to the plant roots, whereas bulk (non-rhizosphere) soil was taken from the space between rows of crops. Soil was stored field-fresh in aerated polyethylene bags for a maximum of 8 weeks at 4 °C. Prior to analysis, samples were sieved (<2 mm), soil was separated from fine roots and other plant debris and pre-incubated for 24 h at 22 °C. Soil moisture was adjusted to 60 % WHC.

Specific growth rates of soil microorganisms were determined using the substrate induced growth response expressed as increase of respiration rates. The dynamics of the CO_2 emission rate was recorded after soil amendment with glucose. Samples of 10 g (dry weight) soil were amended with a powder-mixture containing 10 mg g^{-1} glucose, 20 mg g^{-1} talcum and mineral salts: $(NH_4)_2SO_4$ – 1.9 mg g^{-1}, K_2HPO_4 – 2.25 mg g^{-1} $MgSO_4 \bullet 7H_2O$ – 3.8 mg g^{-1}. Optimal concentrations of glucose were found in preliminary experiments, so that soil amendments were sufficient to provide an unlimited exponential growth of soil microorganisms during the initial period of time.

The CO_2 production rate was measured hourly at 22 °C using an automated infrared-gas analyzer system [HEINEMEYER *et al.*, 1989].

Soil microbial biomass-C (C_{mic}) was determined using the initial rate of substrate-induced respiration when soil was amended glucose according to the equation by ANDERSON & DOMSCH (1978):

$$C_{mic}\ (\mu g \bullet g^{-1}\ soil) = (\mu l\ CO_2 \bullet\ g^{-1}\ soil \bullet h^{-1}) \times 40.04 \quad (1)$$

Specific maximal growth rate (μ_m) was determined by best-fitting the experimental data on CO_2 evolution rate (ν) to the equation:

$$\nu(t) = A + B * \exp(\mu_m * t) \quad (2)$$

where A = initial rate of uncoupled (non-growth) respiration,
B = initial rate of coupled (growth) respiration,
t = time (BLAGODATSKY *et al.*, 2000; PANIKOV & SIZOVA 1996)

The parameters of Equation 2 were determined by least-square fitting of the experimental data using the Model Maker software (SB Technology Ltd.). The approximation was restricted to the part of the curve corresponding to an unlimited exponential growth which was indicated by maximal values of Q and r statistic criteria.

Three way completely randomized ANOVA were applied in order to characterize the effect of following factors: ambient versus elevated CO_2 (CO_2); rhizosphere versus non-rhizosphere soil (Rhi) and different N amendments (N). When significant effects were found a multiple comparison using Student-Newman-Keuls test ($P < 0.05$) or Duncan's Multiple Range test (significance level 5 %) were performed. All variables treated passed normality and equal variance tests.

15.3 Results and discussion

Mean values of SIR-determined microbial biomass were higher under elevated CO_2 for soil under sugar beets in 2001 (**Figure 1**). This increase was significant, however, only in two cases and comprised 23 % of the control. This result was confirmed only as a trend in soil under winter wheat in 2002: in all cases differences between microbial biomass under elevated and ambient CO_2 were not significant. The effect of elevated CO_2 in the atmosphere on biomass and the activity of soil microorganisms is noteworthy even if it is only a tendency, since in most of the investigations, the increase of biomass and/or activity of microorganisms has been noted under elevated CO_2, but the extent of such effects varies to a great extent [ZAK *et al.*, 2000].

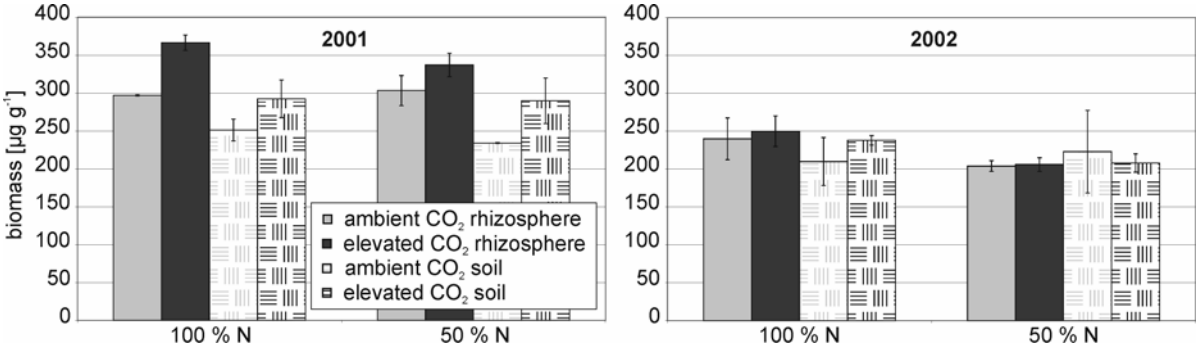


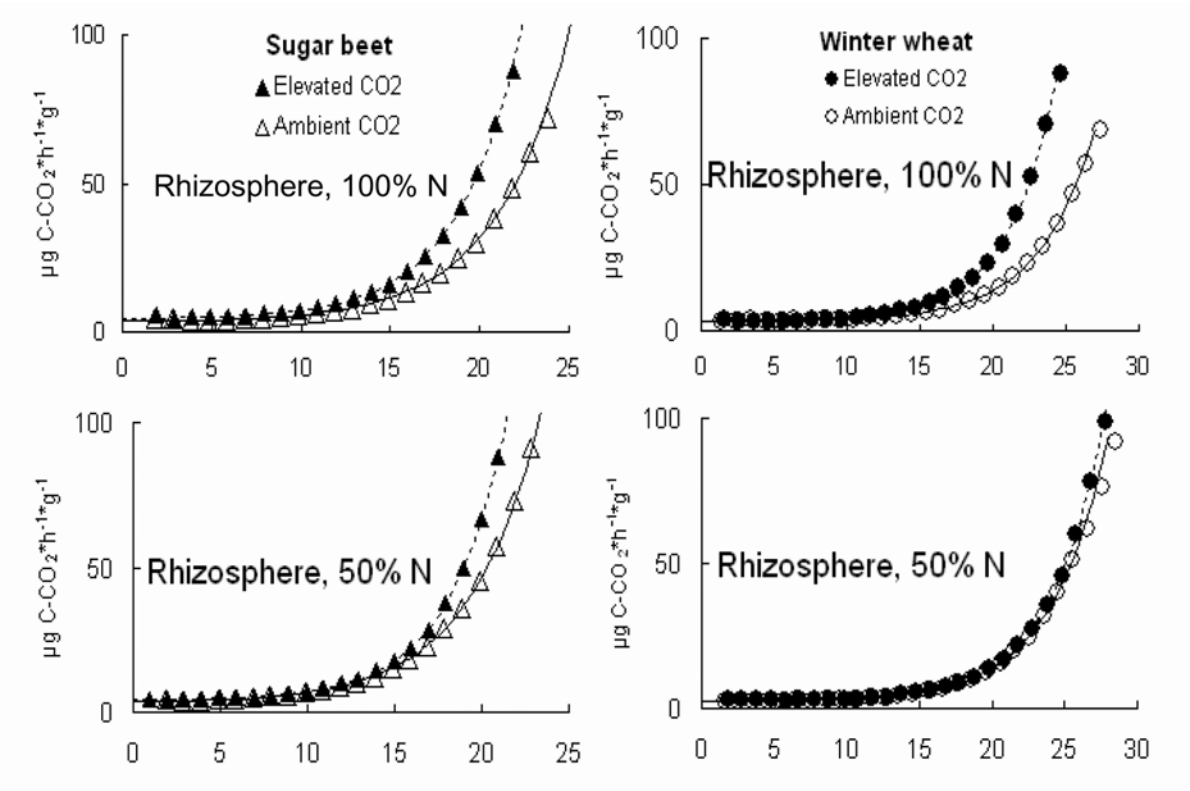
Figure 1: Microbial biomass measured by SIR-technique in rhizosphere and bulk soil as dependent on atmospheric CO_2 concentration and level of N fertilization. In 2001, sugar beets were cropped, and in 2002, winter wheat.

Table 1: Specific growth rates of microorganisms from bulk or rhizosphere soils at two levels of atmospheric CO_2 concentrations, and N fertilization grown under sugar beets and winter wheat.

crop	soil source	N recomm. rate [%]	atmosph. CO_2 [ppm]	specific growth rate on glucose [μ_{max} h^{-1}]
sugar beet	bulk soil	100	350	0.625 ± 0.032
			550	0.656 ± 0.027
		50	350	0.655 ± 0.029
			550	0.665 ± 0.023
	rhizosphere soil	100	350	0.608 ± 0.012
			550	0.637 ± 0.024
		50	350	0.638 ± 0.018
			550	0.684 ± 0.023
winter wheat	bulk soil	100	350	0.578 ± 0.010
			550	0.622 ± 0.014
		50	350	0.585 ± 0.004
			550	0.626 ± 0.010
	rhizosphere soil	100	350	0.588 ± 0.008
			550	0.640 ± 0.008
		50	350	0.599 ± 0.007
			550	0.630 ± 0.003

The character of the respiration curves were markedly different under elevated and ambient CO_2 in all variants of soil or rhizosphere of sugar beets (**Figure 2**). A comparison of the microbial growth parameters best-fitted to experimental data according to Equation 2 (**Table 1**), allows the conclusion that microbial communities existing under elevated CO_2 are markedly distinct in specific growth rate (μ_m) values from microbial communities under control plants growing under ambient CO_2. During the next crop rotation with winter wheat, maximal specific growth rates were also higher under elevated as compared to ambient CO_2 (**Table 1**).

a)



b)

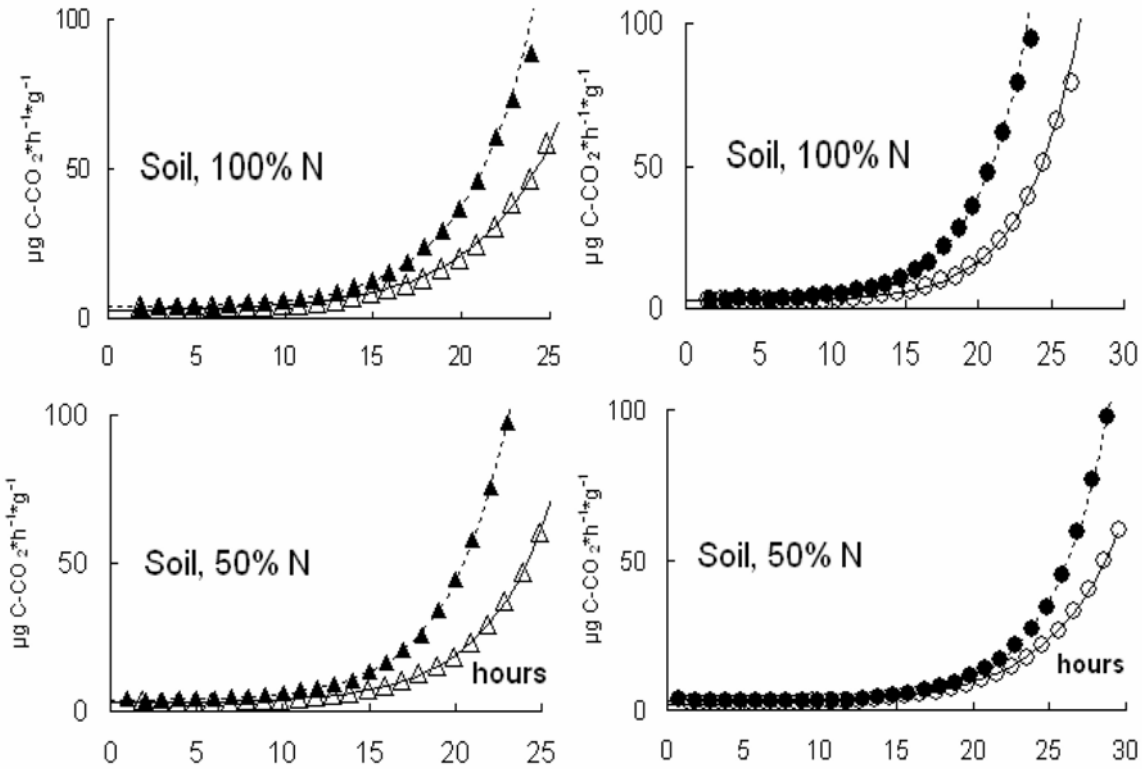


Figure 2: CO_2-evolution rates from rhizosphere soil (a) and from bulk soil (b) under sugar beets (year 2001) and winter wheat (year 2002) after glucose addition.

According to the ecological theory of life strategies, microorganisms with an r-strategy are characterized by higher values of μ_m and a lower efficiency of substrate use under non-limiting conditions compared with K-strategists [ANDREWS & Harris, 1986]. Hence, the growing of both sugar beets and winter wheat under an atmosphere of elevated CO_2 caused an increase in the portion of r-strategists in the microbial communities of bulk soil and rhizosphere soil, and therefore led to a change in the dominating ecological strategy of microbial community towards r-direction. Increases in the numbers of cultivated bacteria (usually r-strategists) together with intensive rates of substrate mineralization on BIOLOG-plates were found in samples from the soil microcosm under ryegrass grown under elevated CO_2 as compared to microcosm under ambient CO_2 concentration (HODGE *et al.*, 1998).

The effect of other factors (N or distance from root surface) on microbial biomass and growth parameters was not as evident as the effect of elevated CO_2 on μ_m. In most cases, the response of microbial communities on these factors in soil under sugar beets was opposite to that of winter wheat. This ambiguity of microbial responses at different stages of crop rotation is due to the contrasting plants chosen for the investigations. It is evident that during the harvesting period, microbial metabolism of the root-exudates of sugar beets differs widely from interactions between microorganisms and the root system of cereal plants such as winter wheat. In this regard, the uniquely pronounced effect of elevated CO_2 on μ_m, which was significantly exhibited in all variants of experiments under both plant cultures, is of utmost importance.

A three-way completely randomized ANOVA allowed an assessment of the range of effects of elevated CO_2, rate of N-fertilizers and distance from root surface on maximal specific growth rate of soil microorganisms. Respectively, 96 % and 83 % of the total dispersion of μ_m values was described by the set of these factors for sugar beets and winter wheat. Elevated CO_2 was the most important factor contributing to the dispersion of μ_m in both crop rotations (**Figure 3**). Doses of N-fertilizers was the second most important factor and affected μ_m values under both investigated plant crops.

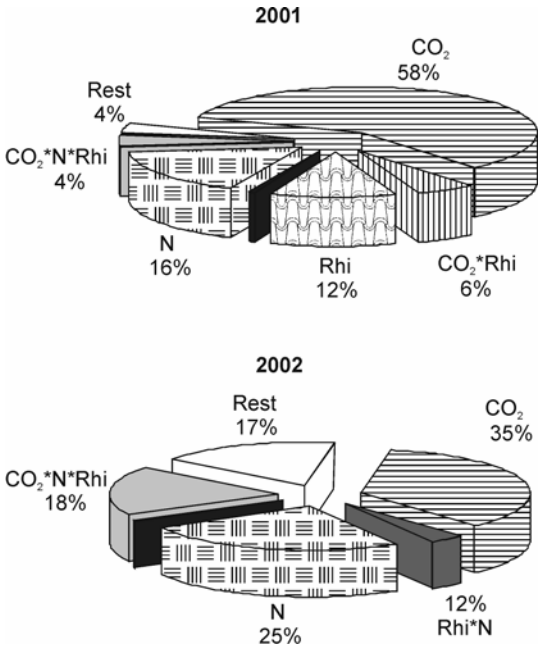


Figure 3: Contribution of independent factors: elevated CO_2, dose of N-fertilizers and distance from root surface on total dispersion of maximal specific growth rate of soil microorganisms as a result of three-way completely randomized ANOVA;
2001 – experimental plots under sugar beets;
2002 – experimental plots under winter wheat.

These results indicate that the maximal specific growth rate (μ_{max}) of a microbial community could be used as a sensitive indicator for showing impacts of environmental change on soil microbes. Our data suggest that the observed change towards a faster growth rate under elevated CO_2- fumigation is due to the higher level of easily available carbonaceaous

substrates from plants grown under these conditions. This promotes a shift in favour of species with faster growth rates (r-strategists) within the total soil microbial community.

15.4 Acknowledgements

This work was supported by the Russian Foundation for Basic Research (№ 02-04-49843), grants from the Alexander von Humboldt Foundation, the German Ministry for Consumer Protection, Nutrition and Agriculture (BMVEL) (S.A. Blagodatsky), and in part by the German Academic Exchange Service (DAAD) (E.V. Blagodatskaya).

15.5 References

ANDERSON JPE, DOMSCH KH (1978) A physiological method for the quantitative measurement of microbial biomass in soils. Soil Biol Biochem 20:107-114.

ANDREWS JH, HARRIS RF (1986) r and K-selection and microbial ecology. MARSHALL KC (Ed.) Adv Microb Ecol, New York: Plenum Press. 9:99-144.

BLAGODATSKAYA EV, KHOKHLOVA OS, ANDERSON T-H, BLAGODATSKY SA (2003) Extractable Microbial DNA Pool and Microbial Activity in Paleosols of Southern Urals. Microbiology 72:750-755.

BLAGODATSKY SA, HEINEMEYER O, RICHTER J (2000) Estimating the active and total soil microbial biomass by kinetic respiration analysis. Biol Fertil Soils 32:73-81.

BLAGODATSKY SA, BLAGODATSKAYA E, ANDERSON T-H, WEIGEL H-J (2004) Kinetics of substrate induced respiration of bulk soil and rhizosphere microorganisms at different levels of atmospheric CO_2 and N fertilization [online]. In: EUROSOIL: Freiburg / Breisgau, 2004.09.04-12 / Proceedings. Volltext zu finden in http://www.bodenkunde.unifreiburg.de/eurosoil/abstracts/Eurosoil-CD-Rom.zip

BALL AS, MILNE E, DRAKE BG (2000) Elevated atmospheric-carbon dioxide concentration increases soil respiration in a mid-successional lowland forest. Soil Biol Biochem 32:721-3.

GINKEL VAN JH, GORISSEN A, POLCI D (2000) Elevated atmospheric carbon dioxide concentration: effects of increased carbon input in a *Lolium perenne* soil on microorganisms and de-composition. Soil Biol Biochem 32:449-56.

HEINEMEYER O, INSAM H, KAISER E-A, WALENZIK G (1989) Soil microbial biomass and respiration measurements: an automated technique based on infrared gas analysis. Plant Soil. 116:191-195.

HODGE A, PATERSON E, GRAYSTON SJ, CAMPBELL CD, ORD BG, KILLHAM K (1998) Characterisation and microbial utilisation of exudate material from the rhizosphere of *Lolium perenne* grown under CO_2 enrichment. Soil Biol Biochem 30:1033-43.

HUNGATE BA, CANADELL J, CHAPIN FS III (1996) Plant species mediate change in soil microbial N in response to elevated CO_2. Ecology 77:2505-2515.

HUNGATE BA, HOLLAND EA, JACKSON RB, CHAPIN FS III, MOONEY HA, FIELD CB (1997) The fate of carbon in grasslands under carbon dioxide enrichment. Nature 388:576-579.

INSAM H, BÅÅTH E, BERRECK M, FROSTEGARD A, GERZABEK MH, KRAFT A, SCHINNER F, SCHWEIGER P, TSCHUGGNALL G (1999) Responses of the soil microbiota to elevated CO_2 in an artificial tropical ecosystems. J Microbiol Meth 36:45-54.

KANDELER E, TSCHERKO D, BARDGETT RD, HOBBS PJ, KAMPICHLER C, JONES TH (1998) The response of soil microorganisms and roots to elevated CO_2 and temperature in a terrestrial model ecosystem. Plant Soil 202:251-262.

MONTEALEGRE CM, VAN KESSEL C, RUSSELE MP, SADOWSKY MJ (2002) Changes in microbial activity and composition in a pasture ecosystem exposed to elevated atmospheric carbon dioxide. Plant Soil 243: 197-207.

NORBY RJ, COTRUFO MF, INESON P, O'NEILL EG, CANADELL JG (2001) Elevated CO_2, litter chemistry, and decomposition: a synthesis. Oecologia 127:152-165

PANIKOV NS, SIZOVA MV (1996) A kinetic method for estimating the biomass of microbial functional groups in soil. J Microbiol Meth 24:219-230.

PREGITZER KS, ZAK DR, MAZIASZ J, DEFOREST J, CURTIS PS, LUSSENHOP J (2000) Fine root growth, mortality, and morphology in a factorial elevated atmospheric CO_2 x soil N availability experiment. Ecological Applications 10: 18-33.

ROSS DJ, TATE KR, NEWTON PCD (1995) Elevated CO_2 and temperature effects on soil carbon and nitrogen cycling in ryegrass/white clover turves of an Endoaquept soil. Plant soil 176:37-49.

SOWERBY A, BLUM H, GRAY TRG, BALL AS (2000) The decomposition of *Lolium perenne* in soils exposed to elevated CO_2: comparisons of mass loss of litter with soil respiration and soil microbial biomass. Soil Biol Biochem 32:1359-66.

WEIGEL H-J, DÄMMGEN U (2000) The Braunschweig Carbon Project: atmospheric flux monitoring and Free Air Carbon Dioxide Enrichment (FACE). J Appl Bot 74:55-60

ZAK DR, PREGITZER KS, KING JS, HOLMES WE (2000) Elevated atmospheric CO_2, fine roots and the response of soil microorganisms: a review and hypothesis. New Phytol 147:201-222.

Addresses of the authors

Sergeij A. Blagodatsky
Institute of Physicochemical and Biological Problems in Soil Science
Russian Academy of Sciences
142290 Pushchino
Russia
E-Mail: sblag@mail.ru

Evguenia V. Blagodatskaya
Institute of Physicochemical and Biological Problems in Soil Science
Russian Academy of Sciences
142290 Pushchino
Russia

Traute-Heidi Anderson
Federal Agricultural Research Centre (FAL)
Institute of Agroecology
Bundesallee 50
D-38116 Braunschweig
E-Mail: heidi.anderson@fal.de

Hans-Joachim Weigel
Federal Agricultural Research Centre (FAL)
Institute of Agroecology
Bundesallee 50
D-38116 Braunschweig
E-Mail: hans.weigel@fal.de

239	Axel Munack und Jürgen Krahl (Hrsg.) *(2002)* **Biodiesel — Potenziale, Umweltwirkungen, Praxiserfahrungen —**	7,00€
241	Ulf Prüße and Klaus-Dieter Vorlop (eds.) *(2002)* **Practical Aspects of Encapsulation Technologies**	9,00€
242	Folkhard Isermeyer (Hrsg.) *(2002)* **Milchproduktion 2025**	9,00€
243	Franz-Josef Bockisch und Siegfried Kleisinger (Hrsg.) *(2003)* **13. Arbeitswissenschaftliches Seminar**	8,00€
244	Anja Gassner *(2003)* **Factors controlling the spatial specification of phosphorous in agricultural soils**	9,00€
245	Martin Kücke (Hrsg.) *(2003)* **Anbauverfahren mit N-Injektion (CULTAN) — Ergebnisse, Perspektiven, Erfahrungen**	7,00€
246	Jeannette van de Steeg *(2003)* **Land evaluation for agrarian reform. A case study for Brazil**	7,00€
248	Esmat W. A. Al-Karadsheh *(2003)* **Potentials and development of precision irrigation technology**	8,00€
249	Andreas Siegfried Pacholsky *(2003)* **Calibration of a Simple Method for Determinig Ammonia Votatilisation in the Field — Experiments in Henan, China, and Modelling Results**	9,00€
250	Asaad Abdelkader Abdalla Derbala *(2003)* **Development and evaluation of mobile drip irrigation with center pivot irrigation machines**	9,00€
251	Susanne Freifrau von Münchhausen *(2003)* **Modellgestützte Analyse der Wirtschaftlichkeit extensiver Grünlandnutzung mit Mutterkühen**	8,00€
252	Axel Munack . Olaf Schröder . Hendrik Stein . Jürgen Krahl und Jürgen Bünger *(2003)* **Systematische Untersuchungen der Emissionen aus der motorischen Verbrennung vom RME, MK1 und DK**	5,00€
253	Andrea Hesse *(2003)* **Entwicklung einer automatisierten Konditionsfütterung für Sauen unter besonderer Berücksichtigung der Tierleistung**	8,00€
254	Holger Lilienthal *(2003)* **Entwicklung eines bodengestützten Fernerkundungssystems für die Landwirtschaft**	8,00€
255	Herwart Böhm . Thomas Engelke . Jana Finze . Andreas Häusler . Bernhard Pallutt . Arnd Verschwele und Peter Zwerger (Hrsg.) *(2003)* **Strategien zur Regulierung von Wurzelunkräutern im ökologischen Landbau**	10,00€
256	Rudolf Artmann und Franz-Josef Bockisch (Hrsg.) *(2003)* **Nachhaltige Bodennutzung — aus technischer, pflanzenbaulicher, ökologischer und ökonomischer Sicht**	9,00€
257	Axel Munack und Jürgen Krahl (Hrsg.) *(2003)* **Erkennung des RME-Betriebes mittels eines Biodiesel-Kraftstoffsensors**	5,00€
258	Martina Brockmeier . Gerhard Flachowsky und Ulrich von Poschinger-Camphausen (Hrsg.) *(2003)* **Statusseminar Welternährung** **Beiträge zur globalen Ernährungssicherung**	9,00€
259	Gerold Rahmann und Hiltrud Nieberg (Hrsg.) *(2003)* **Ressortforschung für den ökologischen Landbau 2002**	8,00€

260	Ulrich Dämmgen (Hrsg.) *(2003)* **Nationaler Inventarbericht 2004 — Berichterstattung unter der Klimarahmenkonvention der Vereinten Nationen — Teilbericht der Quellgruppe Landwirtschaft**	7,00€
262	Folkhard Isermeyer (Hrsg.) *(2003)* **Fleisch 2025**	9,00€
263	Ernst-Jürgen Lode und Franz Ellendorff (Hrsg.) *(2003)* **Perspektiven in der Tierproduktion**	7,00€
268	Martina Brockmeier und Petra Salamon *(2004)* **WTO-Agrarverhandlungen — Schlüsselbereich für den Erfolg der Doha Runde Optionen für Exportsubventionen, Interne Stützung, Marktzugang**	9,00€
269	Angela Bergschmidt *(2004)* **Indikatoren für die internationale und nationale Umweltberichterstattung im Agrarbereich**	8,00€
270	Klaus Walter *(2004)* **Analyse der Beziehung zwischen den Kosten für Tierarzt und Medikamente in der Milchviehhaltung und der Produktionstechnik, dem Futterbau, der Arbeitswirtschaft sowie der Faktorausstattung ausgewählter norddeutscher Betriebe**	9,00€
271	Uwe Petersen und Gerhard Flachowsky (Hrsg.) *(2004)* ***Workshop*** **Positivliste für Futtermittel als Beitrag zur Futtermittelsicherheit — Erwartungen, Konzepte, Lösungen** **A Positive List of feedstuffs as a contribution to feed safety — Expectations, concepts and solutions**	7,00€
272	Gerold Rahmann und Thomas van Elsen (Hrsg.) *(2004)* **Naturschutz als Aufgabe des Ökologischen Landbaus**	7,00€
273	Gerold Rahmann und Stefan Kühne (Hrsg.) *(2004)* **Ressortforschung für den ökologischen Landbau 2004**	7,00€
274	Folkhard Isermeyer (Hrsg.) *(2004)* **Ackerbau 2025**	9,00€
275	Abdelaziz Ibrahim Abdelaziz Aly Omara *(2004)* **Further development of a mobile wind energy plant for a low-pressure irrigation system**	9,00€
276	Gerold Rahmann, Hiltrud Nieberg, Susanne Drengemann, Alois Fenneker, Solveig March, Christina Zurek (*2004)* **Bundesweite Erhebung und Analyse der verbreiteten Produktionsverfahren, der realisierten Vermarktungswege und der wirtschaftlichen sowie sozialen Lage ökologisch wirtschaftender Betriebe und Aufbau eines bundesweiten Praxis-Forschungs-Netzes**	13,00€
277	Ioana Salac *(2005)* **Influence of the sulphur and nitrogen supply on S metabolites involved in *S*ulphur *I*nduced *R*esistance (*SIR*) of *Brassica napus* L.**	11,00€
278	Maria del Carmen Lamas *(2005)* **Factors affecting the availability of uranium in soils**	8,00€
279	Ulrich Dämmgen (Hrsg.) *(2005)* **Bestimmung von Ammoniak-Einträgen aus der Luft und deren Wirkung auf Waldökosysteme (ANSWER-Projekt)**	7,00€
280	Hans-Joachim Weigel und Ulrich Dämmgen (Hrsg.) *(2005)* **Biologische Senken für atmosphärischen Kohlenstoff in Deutschland — Tagungsband**	9,00€

Viele frühere Sonderhefte sind weiterhin lieferbar.
Bei Interesse setzen Sie sich bitte mit Frau Röhm unter 0531-596·1403 oder *landbauforschung@fal.de* in Verbindung.